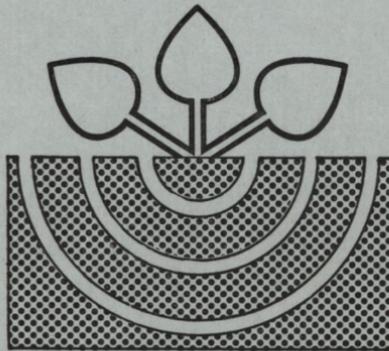


Z81/66 II

# MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT



Band 66  
Heft II  
1991

I S S N - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

**Unredigierte Mitgliederinformationsschrift**

**– Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung  
der jeweiligen Autoren –**

**M I T T E I L U N G E N**

**DER**

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT**

**Referate**

**Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**

**7.-15.September 1991**

**BAYREUTH**

**Band 66**

**Heft II**

**1991**

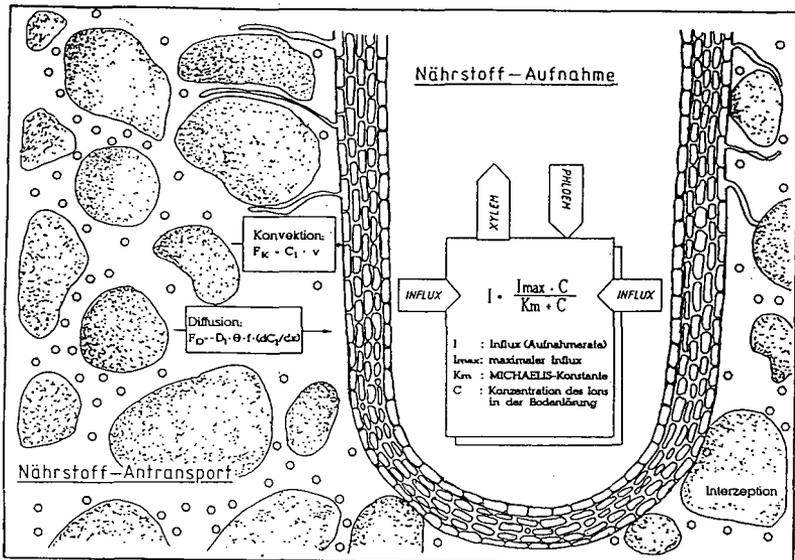
## Zusammenhang zwischen dem Nährstoffvorrat und der Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzel

von

ABITZ, C.A.\*\*), GÄTH, S.\*), G. WESSOLEK\*\*) und M. RENGER\*\*)

### Einleitung

Für die Düngebedarfsermittlung werden gegenwärtig monofaktorielle Beziehungen zwischen dem K-Boden-Vorrat und dem Pflanzenertrag verwendet. Dieses Verfahren erlaubt keine Beschreibung der K-Anlieferung an die Wurzel, die überwiegend durch Diffusion erfolgt (Abb. 1).



**Abb. 1:** Transportprozesse für die Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzel

- \*) Justus-Liebig-Universität Gießen, Inst. f. Landeskultur  
Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen
- \*\*\*) TU-Berlin, Inst. f. Ökologie - Bodenkunde  
Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

### Zusammenfassung

Ergebnisse aus K-Diffusionsflußratenmessungen (vgl. ABITZ et al., 1989) an Löß- (Ohlendorf, Niestetal) und Sand-Böden (Darmstadt) zeigen, daß die Berücksichtigung des K-Bodenvorrates für die Beschreibung der K-Anlieferung nicht ausreicht. Vielmehr müssen, wie in Abbildung 1 gezeigt, die im Boden auf den K-Transport Einfluß nehmenden Potentiale bei der Düngebedarfsermittlung Eingang finden. Zu den Potentialen zählen u.a. der Wasser- und Tongehalt. Die beschriebene Methode scheint geeignet, vorratsabhängige Nährstoffflüsse zu messen.

Die vollständigen Ergebnisse sind veröffentlicht in:

Gäth, S., C.-A. Abitz, M. Renger und G. Wessolek (1991): Einfluß des Wasserhaushaltes und der Stickstoffdüngung auf die Kalium-Anlieferung bei Lößböden. - Vortrag auf der Tagung des VDLUA in Berlin 1990, - VDLUA-Schriftenreihe 32, 309-314

### Literatur

Abitz, C.-A., S. Gäth, M. Renger & G. Wessolek, 1989: Messung der Kaliumanlieferung mithilfe von Austauschharzen. - Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 59/II, 655-660

## Pflanzenartspezifische Mikrogefüge in Oberböden

Babel, U. und M. Krebs \*

### Fragestellung

Böden werden durch Pflanzen beeinflusst. Dies geschieht durch groß- und kleinräumig artspezifische Ausbreitung und Aktivität der Wurzelsysteme (Kutschera & Lichtenegger, 1982), durch artspezifische Qualität von Exsudaten, Sproß- und Wurzelabfällen sowie durch die in der Architektur der oberirdischen Pflanzenteile begründeten arteigene Modifizierung von Einstrahlung und Niederschlägen an der Bodenoberfläche. Solche Wirkungen müssen zur Ausprägung von pflanzenartspezifischen Bodengefügen führen. Inwieweit lassen sich diese mikromorphologisch nachweisen und auf die genannten Faktoren zurückführen? Welche Rolle spielen Bodentiere bei der Genese solcher "biogenen" Gefüge?

### Objekt und Methoden

Hauptuntersuchungsobjekt ist eine Mähwiese bei Hohenheim (Vega, schluffiger Lehm) mit intensiver Nutzung. In ihr treten fast reine kleine Bestände von *Rumex obtusifolius*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis* und *Poa trivialis* auf (Durchmesser 20-50 cm). Diese werden untersucht.

Die mikromorphologischen Auswertungen werden v.a. an mit Flußsäure geätzten Anschliffen vorgenommen (Abb. 1). Durch die Ätzung erscheint das Hohlraum-/Festsubstanz-Gefüge in der Anschliff-Ebene deutlicher.

Für jede Pflanzenart wurde der "etwa repräsentative" Anschliff aus je 24 Anschliffen (je 4 Parallelen im Mai und November '88, April, Mai und November '89 und im Mai '90) durch eine Folge von Bonitierungen ermittelt. Zuerst wurden, gestützt auf quantitative Auswertungen, die etwa 6 Anschliffe mit mittlerer Hohlraumvolumendichte und mittlerer "Feingliedrigkeit" (siehe Diskussion) des Hohlraum-/Festsubstanz-Gefüges ausgesucht. Aus diesen wurden die Anschliffe mit der häufigsten Art der Ausprägung eines hohlraumreicheren Ah-Horizontes und aus diesen der eine mit dem mittleren Erscheinungsbild von Wurzeln, Regenwurm"spuren" und Rauheit der Bodenoberfläche ausgewählt.

Quantitative Bestimmungen von Hohlraumvolumen- und Hohlraumoberflächendichte erfolgten durch Punkt- bzw. Schnittpunktzählung (WEIBEL, 1979).

Die Regenwurmabundanz unter den Pflanzenarten wurden mit der Oktett-Methode (THIELEMANN, 1986) und zusätzlicher Handsortierung bestimmt. Die Bodenfeuchte unter den Pflanzen wurde mit Tensiometern ermittelt.

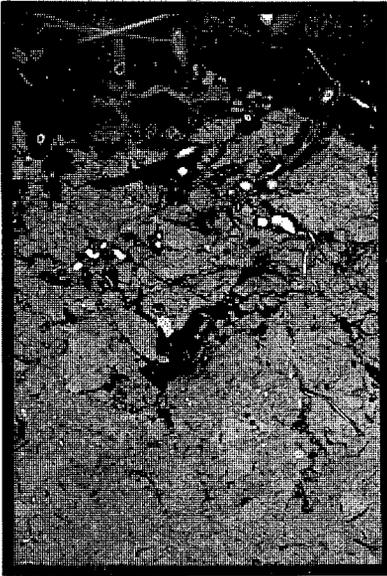
\*Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Emil-Wolff-Str. 27, 7000 Stuttgart 70



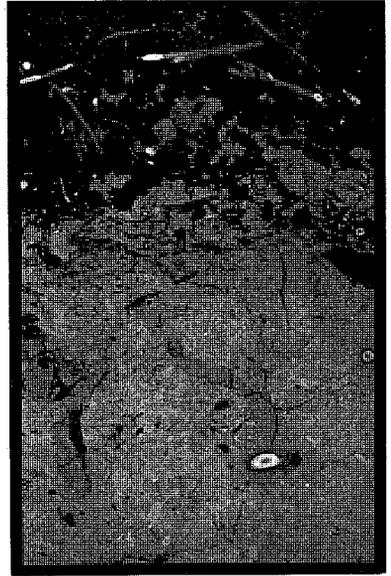
**Rumex obtusifolius**



**Dactylis glomerata**



**Alopecurus pratensis**



**Poa trivialis.**

**Abb. 1:** "Repräsentative" Bodenanschliffe aus 0-8 cm Tiefe unter den untersuchten Pflanzenarten. Erläuterungen zur "Repräsentativität" und Beschreibungen im Text.

## Ergebnisse

Die pro Pflanzenart als repräsentativ ausgesuchten Anschliffe lassen sich wie folgt beschreiben (Abb. 1):

*Rumex obtusifolius*: Deutliche Losungen und Gänge von Regenwürmern beschränken sich auf die Bodenoberfläche und die Umgebung der Sproßbasen; dort treten auch Höhlungen auf. In den anderen Teilen ist das Gefüge dicht, enge Risse sind ziemlich häufig (etwa "subpolyedrisches Gefüge" nach konventioneller Makrogefüge-Ansprache).

*Dactylis glomerata*: Losungen und Gänge von Regenwürmern bestimmen das Bild in den oberen 3 cm des Anschliffes; zwischen den Losungen treten Höhlungen auf. Im unteren Teil ist das Bild von Regenwurmlosungen bestimmt, die durch enge Risse umgrenzt sind ("Krümelgefüge").

*Alopecurus pratensis*: An der Bodenoberfläche liegen ± gealterte Regenwurmlosungen. Ein lockeres, horizontalrissiges Gefüge reicht etwa so tief wie die Rhizome und Stolonen des Grases. Darunter ist das Gefüge durch Risse und kleine Höhlungen fein gegliedert ("krümelig bis subpolyedrisch").

*Poa trivialis*: Zwischen den Feinwurzeln und den Stolonen des Grases hängen Regenwurmlosungen, so daß die Bodenoberfläche gänzlich aufgelöst erscheint. Darunter ist das Gefüge noch 1-2 cm tief reich an Hohlräumen (Höhlungen und horizontale Risse), noch tiefer ist es ähnlich dicht wie bei *Rumex*, aber weniger rissig. Es enthält einige wenige verfüllte Regenwurmgänge ("kohärent bis subpolyedrisch").

Die Ergebnisse der quantitativen Gefügebeschreibung stimmen mit den qualitativen Beschreibungen der als repräsentativ ausgewählten Anschliffe überein (Tab. 1).

Die Regenwurmabundanz ist dort, wo das Gefüge am dichtesten erscheint (unter *Rumex*), am größten.

Bei trockener Witterung ist der Boden unter *Rumex* signifikant feuchter und unter *Dactylis* signifikant trockener als unter den anderen Pflanzenarten (Abb. 2).

## Diskussion

Es gibt Gefügeunterschiede in den Oberböden unter *Rumex obtusifolius* und den untersuchten Gräsern, sehr wahrscheinlich auch zwischen den Gräsern. Damit bietet der Boden unter verschiedenen Pflanzenarten für andere Organismen (Bodentiere, Pflanzenkeimlinge, Mikroorganismen) jeweils verschiedene Bedingungen. Klein-Ökosysteme bilden sich aus.

Aus den Mikrogefügen kann nicht auf Regenwurmaktivitäten und -abundanz geschlossen werden. Dies liegt wahrscheinlich an den überall sehr hohen Regenwurmabundanz und an der geringen Gefügestabilität des schluffigen Bodens.

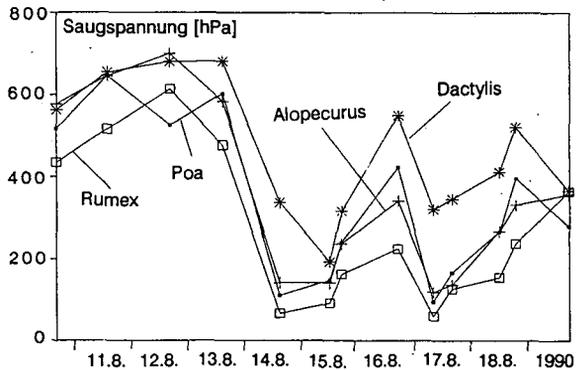
Im Ganzen ergibt sich die Vorstellung: Die unter allen 4 Pflanzenarten zahlreichen Regenwürmer legen ihre Losungen zu einem erheblichen Teil an der Bodenoberfläche ab. Ihre weitere Umwandlung ("Alterung") wird bestimmt a) durch die Art, wie das Niederschlagswasser durch die oberirdischen Sproßteile zur Bodenoberfläche gelangt

(Planschwirkung unter *Rumex*?), b) durch die artspezifische Verteilung und Orientierung der an der Bodenoberfläche und kurz unter ihr befindlichen Pflanzenorgane (Feinwurzeln, Speicherwurzeln, Stolonen, Rhizome), die die Losungen teils tragen und damit schützen, teils, indem sie in sie hineinwachsen, zerstören. Feingliedrige Organe (*Poa*) führen zu feingliedrigen, wenig gegliederte (*Rumex*) zu wenig gegliederten Bodengefügen. Diese Vorstellung sowie die Ausgangshypothese werden durch weitere qualitative und quantitative mikromorphologische Bearbeitung des gesamten Anschliffmaterials (z.B. zur Objektivierung von "Feingliedrigkeit") und ergänzende Untersuchungen geprüft.

**Tab. 1:** Quantitative Gefügeangaben und Regenwürmer unter den 4 Pflanzarten.  $V_V$  Volumendichte ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ) und  $S_V$  Oberflächendichte ( $\text{cm}^2/\text{cm}^3$ ) der Hohlräume  $>20\mu\text{m}$ , 0-5 cm Tiefe, 4 Anschliffe Mai 89; Raumgewichte ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) 2-4 cm, Aug.89; Regenwurmabundanz (Ind./ $\text{m}^2$ ), Sept.89 (zu Regenwürmer vgl. Babel et al. 1991).

	Rumex	Dactylis	Alopecurus	Poa
Hohlräume $V_V$	0.14	0.19	0.17	0.16
Hohlräume $S_V$	13.7	18.8	18.3	14.0
Raumgewicht	1.00	0.87	0.91	0.98
Regenwürmer	802	496 (Grasmischbestand)		

**Abb. 2:** Wasserspannungen in 5 cm Tiefe unter den untersuchten Pflanzenarten während einer trockenen Meßperiode (19,1°C, 15 mm Niederschläge im Meßzeitraum) im Sommer 1990. Mittelwerte von je 3 Tensiometern.



**Literatur**

BABEL, U.; EHRMANN, O.; KREBS, M. (1991): Relationships between earthworms and some plant species in a meadow. 4 th Int. Symp. Earthworm Ecol. (ISEE 4), Avignon 1990 (editor A.Kretzschmar) (for publication accepted).  
 KUTSCHERA, L. UND E. LICHTENEGER (1982): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen, Band 1. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.  
 WEIBEL, E.R. (1979): Steriological Methods, Vol 1. Academic Press London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco, 415 p.  
 THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia, 29, 296-302.

**Faktorielle Laborversuche zur N-Nettomineralisation  
schleswig-holsteinischer Ackerböden**

M. Basten, J. Lamp, A. Renken<sup>†)</sup>

**Einleitung:**

Da auch auf gedüngten Ackerböden bis zu 60 % der N-Pflanzenaufnahme einer Vegetationsperiode aus der Umsetzung organisch gebundenen Bodenstickstoffs stammen, bedarf es genauer Kenntnisse über die potentiell mineralisierbaren N-Mengen und deren Umsetzungsraten, um die N-Düngung in der ökonomisch und ökologisch angestrebten Höhe des Pflanzenentzuges zuzüglich 20-40 kg N/ha (unvermeidbare Verluste) optimal anzupassen. Dies wird sich jedoch nur mit Hilfe von N-Simulationsmodellen als Instrument der N-Düngungsberatung durchsetzen lassen.

Zur Überprüfung der mit Simulationsmodellen berechneten N-Mineralisation und zur Ermittlung von Inputparametern wurde ein Bebrütungsversuch zur Bestimmung von Kennwerten der N-Mineralisation durchgeführt. Aus einer regressionsanalytischen Auswertung unter Berücksichtigung anderer Boden-, Pflanzen- und Bewirtschaftungsparameter als Prädiktoren soll eine Pedotransferfunktion "N-Mineralisation" abgeleitet werden.

**Material und Methoden:** Es wurden insgesamt 140 Bodenproben von Ackerflächen (114 Ap- und 26 Bv,Go,M-Horizonte) aus den drei Landschaftsräumen Schleswig-Holsteins (Marsch, Geest, Hügelland) auf ihre mineralisierbaren N-Fractionen und deren Abbauraten mittels eines Bebrütungsversuchs nach STANFORD u. SMITH (1972) untersucht. Die Proben wurden gezielt ausgewählt, um den Einfluß der wichtigsten Bodenfaktoren ( $N_{tot}$ ,  $C_{tot}$ , C/N, Bodenart) und Bewirtschaftungsparameter (N-Düngung, Fruchtfolge, org. Düngung) auf die N-Mineralisation zu ermitteln.

An einigen Bodenproben wurde ein Vergleich der N-Mineralisation bei gestörter und ungestörter Lagerung vorgenommen.

Zur Anpassung eines Mineralisationsmodells 1. Ordnung gegen die Zeit (t):

$$N_{inc}(t) = N_1 * (1 - e^{-k_1 t}) + N_0 * (1 - e^{-k_0 t}) \quad (\text{MOLINA et al. 1980})$$

( $N_{inc}$ : ppm mineralisierter N,  $N_0, k_0$ : langsam mineralisierbare,  $N_1, k_1$ : schnell mineralisierbare N-Fraktion) wurde die Marquardtoption der NONLIN Prozedur von PLOTIT benutzt.

<sup>†)</sup> Inst.f.Pflanzenern.u.Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

### Ergebnisse und Diskussion:

Unter Berücksichtigung von quasi ceteris-paribus Bedingungen lassen sich folgende Aussagen ableiten:

\* Mit zunehmenden  $N_{\text{tot}}$ - und  $C_{\text{tot}}$ -Gehalten steigt die  $N_0$ -Fraktion an, die Abbauraten ( $k_0$ ) variieren jedoch stark (Abb. 1a,b). Dieser Zusammenhang läßt sich auch für alle Unterböden nachweisen (Abb. 4b), während für die Gesamtheit der Oberböden lediglich ein solcher Trend zu erkennen ist (Abb. 4a). Daraus kann geschlossen werden, daß der C- und N-Gehalt des Bodens die N-Mineralisation zwar stark beeinflusst, diese Effekte aber durch Unterschiede in der Bewirtschaftung stark überlagert werden.

\* Zunehmende Tongehalte bedingen steigende  $k_0$ -Werte (Abb. 1c).  
\* Enger werdende C/N-Verhältnisse führen zu einer relativen Zunahme der  $N_0$ -Fraktion (Abb. 1d).

\* Eine Steigerung der N-Düngermenge führt zu einer Erhöhung der  $N_0$ -Fraktion, die in etwa der zugeführten N-Menge entspricht. Die Mineralisierungsrate steigt hingegen wegen der relativen Abnahme der nach 30 Wochen immobilisierten N-Düngermenge von 65% bei 300 kg N/ha und 40% bei 900 kg N/ha überproportional an (Abb. 2a).

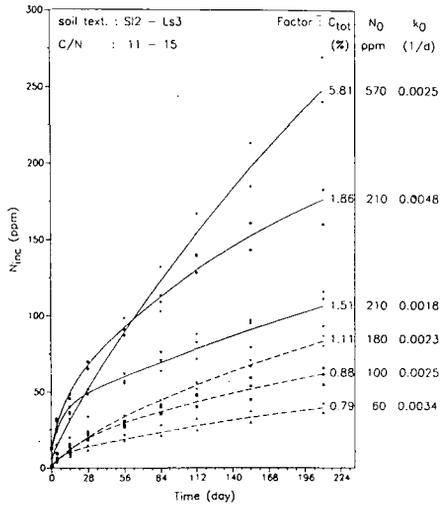
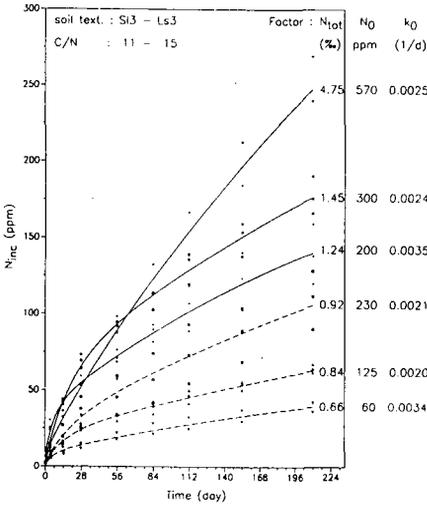
\* Ernterückstände beeinflussen nach NORDMEYER und RICHTER (1985) vor allem die  $N_1$ -Fraktion. Im Vergleich mit der Kontrolle steigt diese bei frisch zugegebenen Pflanzenresten mit N-Ausgleich stark an, während bei fehlendem N-Ausgleich die  $N_1$ -Fraktion wegen der verstärkten Immobilisation wesentlich niedriger ausfällt (Abb. 2b).

\* Gestörte Bodenproben weisen im Vergleich zu ungestörten höhere  $N_1$ -Fraktionen und  $k_0$ -Werte auf. Dies gilt im zunehmenden Maße für stark lehmige und tonige Böden.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, daß es grundsätzlich möglich ist, eine Pedotransferfunktion "N-Mineralisation" aufzustellen, wobei jedoch zur Quantifizierung der Bewirtschaftungseinflüsse und deren Wechselwirkung mit Bodenfaktoren weitere Untersuchungen erforderlich sind.

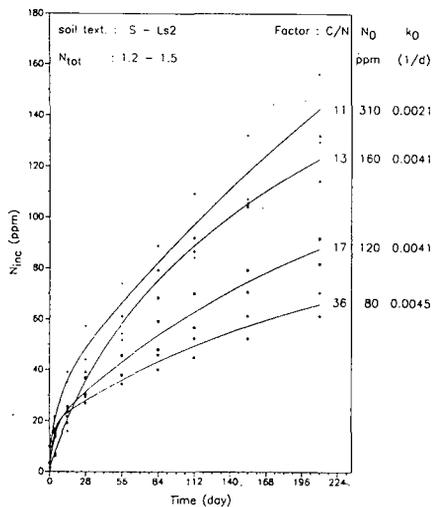
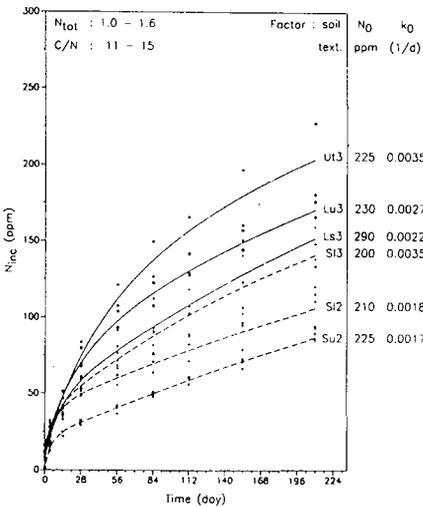
### Literatur

- Molina, J.A.E. et al. (1980): Potentially mineralizable nitrogen in soil: the simple exponential model does not apply for the first 12 weeks of incubation. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 442-443
- Nordmeyer, H. and J. Richter (1985): Incubation experiments on nitrogen mineralization in loess and sandy soils. Plant and Soil 83, 433-445
- Stanford, G. and S.J. Smith (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 465-472



a)  $N_{tot}$

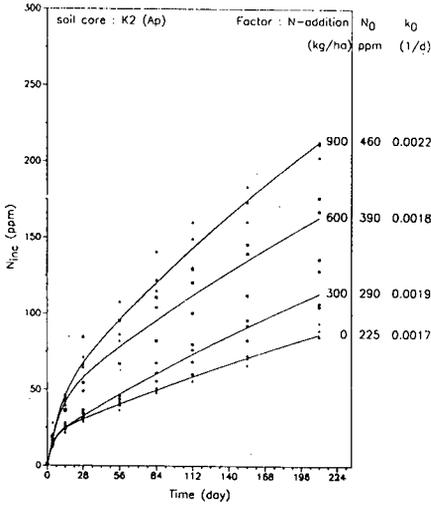
b)  $C_{tot}$



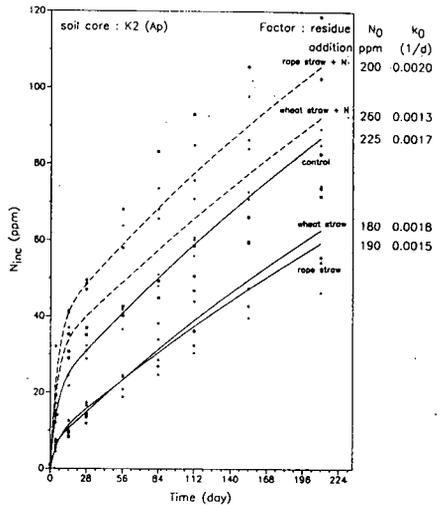
c) Bodenart

d) C/N-Verhältnis

Abb. 1a-d: Einfluß von Bodenfaktoren auf die N-Mineralisation

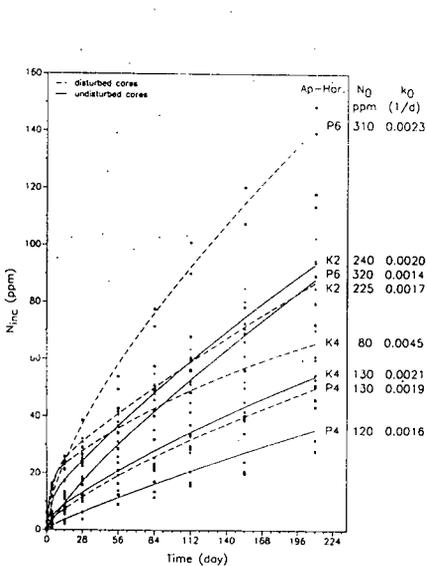


a) N-Düngung

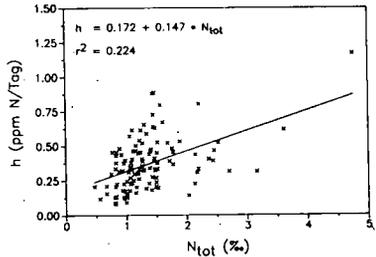


b) Ernterückstände (+/- N)

Abb. 2a,b: Bewirtschaftungseinflüsse auf die N-Mineralisation



a) Oberböden, n=116



b) Unterböden, n=26

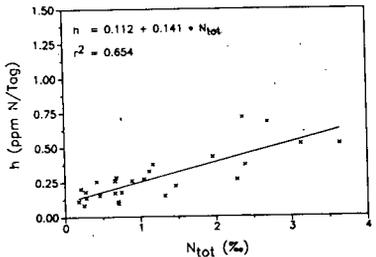


Abb. 3: Vergleich gestörter und ungestörter Bodenproben

Abb. 4: Beziehung zwischen N-Gehalt des Bodens und der mittleren Mineralisierungsrate h

**Schwermetalltransfer Boden/Wildpflanzen auf Standorten der Eisen- und Stahlindustrie**

von

BURGHARDT, W.\* , J. DETTMAR\*\* , F. JAKOBI\* , W. KÖNIG\*\* , M. WILKENS\*

**1. Einleitung**

Bisher existieren nur geringe Kenntnisse über die Beziehung der Schwermetallgehalte von anthropogenen Böden und Wildpflanzen. Hiermit werden Untersuchungsergebnisse von Böden auf Flächen der Eisen- und Stahlindustrie des Ruhrgebietes, die sich überwiegend aus Schlacken und Bauschutt zusammensetzen sowie von fünf Wildpflanzenarten (*Artemisia vulgaris*, *Salix caprea*, *Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*, *Puccinellia distans*) vorgestellt. Es wird versucht, den Einfluß verschiedener Verfügbarkeitsformen der Schwermetalle (SM) im Boden und einiger Bodeneigenschaften auf den Schwermetalltransfer Boden - Pflanze herauszuarbeiten.

**2. Methoden**

Die Bodenproben wurden horizontweise bis zur Durchwurzelungstiefe der Wildpflanzen entnommen. Die Analyse der Schwermetalle Cd, Zn, Pb, Cu erfolgte in den Bodenaufschlüssen durch Extraktion mit Königswasser (Klärslammverordnung), mit EDTA-Lösung (BLUME u. HELLRIGEL, 1981) und mit CaCl<sub>2</sub>-Lösung (KÖSTER und MERKEL, 1982). Weiterhin wurden an den Bodenproben pH-Wert, CaCO<sub>3</sub>-Gehalt, elektrische Leitfähigkeit im 1:5 Boden-Wasserauszug, C-, N-, S-Gehalt sowie die Korngrößenverteilung ermittelt.

Die Wildpflanzenproben wurden Ende Juni und Anfang September geerntet, getrocknet, gemahlen und auf die vier Schwermetalle nach Druckaufschluß mit Salpetersäure/Wasserstoffperoxid von der LUFA Münster analysiert.

**3. Ergebnisse und Diskussion**

**3.1 Kennzeichnung der Böden**

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen. Es handelt sich überwiegend um alkalische, carbonathaltige Böden mit geringen Stickstoffgehalten sowie stellenweise hohen Anteilen an Schwefel und Kohlenstoff. Die hohen C-Gehalte dürften durch anorganischen Kohlenstoff (Kohle, Koks, Ruß und Carbonate) bedingt sein, worauf auch das C/N-Verhältnis hinweist. Weiterhin sind die Böden skelettreich und setzen sich aus einem geringen Feinbodenanteil, der zu 70 % aus Sand besteht, zusammen.

Die Schwermetallgehalte im Königswasserauszug sind teilweise hoch. Im Vergleich zu den SM-Gesamtgehalten im Königswasser-Auszug liegen die EDTA-extrahierbaren Schwermetallgehalte auf einem niedrigeren Niveau (Tab. 1). Die mittleren prozentualen Schwermetallanteile betragen bei Cadmium 48 %, bei Kupfer

\* Angewandte Bodenkunde, Universität - GHS - Essen, Universitätsstr. 5, 4300 Essen; \*\* Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Herrenhauserstr. 2, 3000 Hannover 21; + Institut f. Bodenkunde, Herrenhauserstr. 2, 3000 Hannover 21; \*\* Ministerium f. Umwelt, Raumordnung u. Landwirtschaft NRW, Roßstr. 135, 4000 Düsseldorf;

24 %, bei Blei 63 % und beim Zink 35 % vom Königswasser-Auszug.

Die CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Schwermetallgehalte sind äußerst gering (s. Tab. 1). Sie erreichen im Mittel nicht einmal 1 % vom Königswasser-extrahierbaren Anteil.

### 3.2 Schwermetallgehalte in Wildpflanzen

Die Perzentilkurven der Schwermetallgehalte in den fünf Wildpflanzenarten (Abb. 1) spiegeln deutliche artspezifische Unterschiede wieder. Beim Cd und beim Zn nehmen die SM-Gehalte der Wildpflanzenarten in derselben Reihenfolge zu: *Solidago canadensis* < *Solidago gigantea* < *Puccinella distans* < *Artemisia vulgaris* < *Salix caprea*. Beim Pb weisen *Solidago gigantea* die niedrigsten und *Puccinella distans* die höchsten Gehalte auf. Beim Cu liegt das Minimum bei *Solidago gigantea* und das Maximum bei *Artemisia vulgaris*.

Da es für Wildpflanzen bisher keine Richt- oder Grenzwerte gibt, werden die Ergebnisse von den Cadmium- und Zinkgehalten im folgenden mit dem jeweils höchsten Futtermittelgrenzwert verglichen (Abb. 1). Beim Cd wird der höchste Futtermittelgrenzwert (1 mg/kg TS) von *Artemisia vulgaris* zu ca. 50 % und von *Salix caprea* zu etwa 880 % überschritten. Bei den Pb-Gehalten liegen ca. 30 % der SM-Gehalte von *Artemisia vulgaris* und *Puccinella distans* oberhalb des höchsten Futtermittelgrenzwertes von 40 mg/kg Tr.S.

### 3.3 Beziehungen zwischen Boden- und Pflanzengehalten

Zur Darstellung der Beziehung zwischen Boden- und Pflanzenschwermetallgehalte wurden lineare Regressionen berechnet. Trotz einiger vorliegender Signifikanzen können diese Beziehungen zwischen Boden- und Pflanzengehalten nur als schwach bezeichnet werden, da die Bestimmtheitsmaße sehr niedrig liegen. Die Cd- und Zn-Gehalte in *Artemisia* und *Salix* lassen sich nur zu 15 bis 25 % aus den Bodengehalten erklären. Die Ergebnisse der drei Extraktionsverfahren unterscheiden sich nur unwesentlich.

Bei Einbeziehung der zusätzlich untersuchten Bodenparameter in die Regressionsberechnung erhöhen sich die Bestimmtheitsmaße z.T. erheblich. Das geht aus der Tab. 2 hervor, in der die Ergebnisse der multiplen schrittweisen Regressionsberechnung aufgeführt sind.

Die Bestimmtheitsmaße liegen mit bis zu 88 % besonders hoch bei den Cd- und Zn-Gehalten in *Artemisia* und *Salix*. Als Bodenparameter wirken sich insbesondere die Königswasser- und EDTA-extrahierbaren Schwermetallanteile, der S-Gehalt sowie die Korngrößen Feinsand und Ton aus. Da sich die untersuchten Böden überwiegend aus Schlacken zusammensetzen, liegen die Schwermetalle nicht nur wie in natürlichen Böden in erster Linie an Bodenaustauschern sorbiert, sondern auch in Mineralen fest eingebunden vor. Daher weisen vermutlich Feinsand und Ton Signifikanzen auf. Schwache Salzlösungen wie 0,1 M CaCl<sub>2</sub>-Lösungen vermögen Schwermetalle aus den Mineralen kaum zu lösen. Säuren wie Königswasser oder Komplexbildner wie EDTA zeigen bessere Signifikanzen.

Nach diesen Untersuchungen lassen sich die Ergebnisse von natürlichen Böden auf diese anthropogenen Böden übertragen.

## 4. Literatur

- Blume, H.-P u. Th. Hellriegel (1981): Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde., 144, 181-196.
- Köster, W. u. D. Merkel (1982): Beziehungen zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. Landw. Forsch., Sonderh. 39: 245-254.
- Klärschlammverordnung (1982): Anonym, AbfKlärV. vom 25.6.1982, Bundesgesetzblatt, Teil 1 734-739,

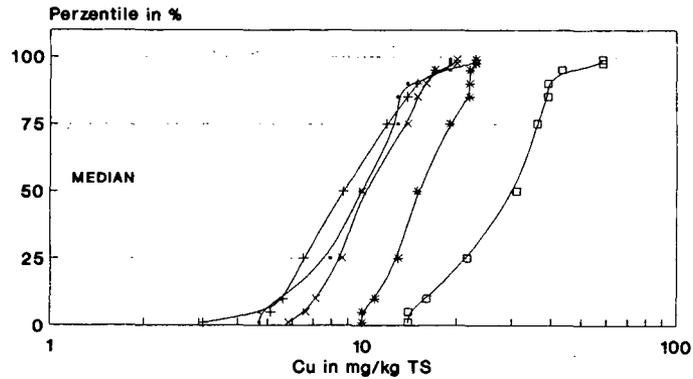
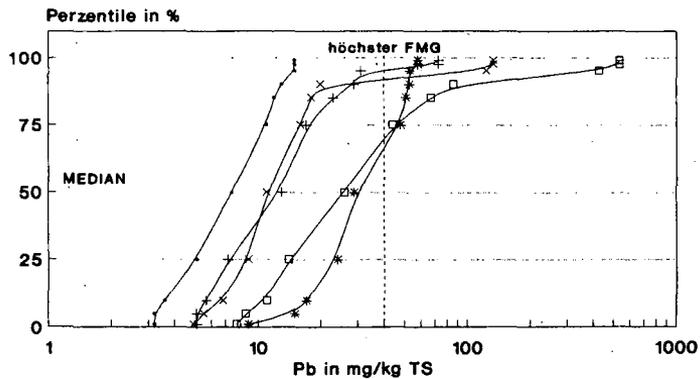
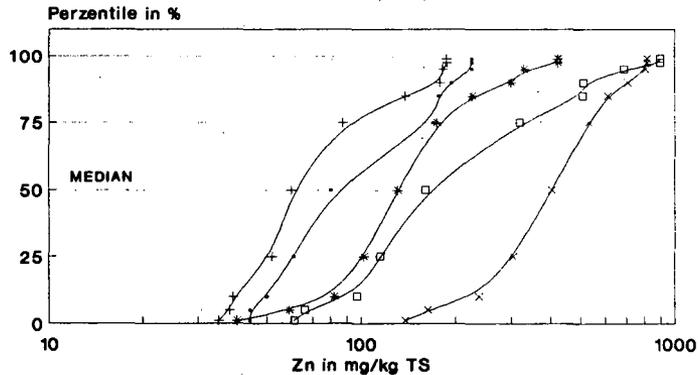
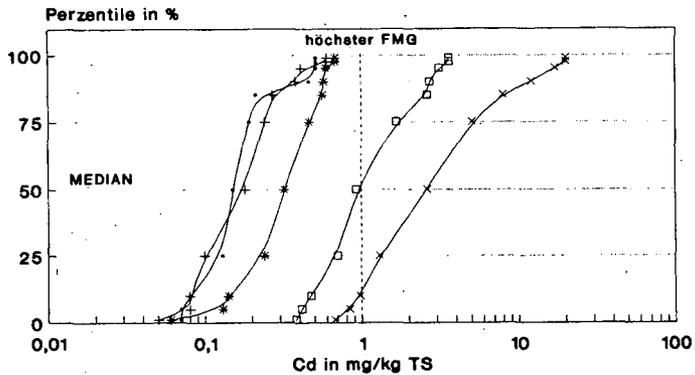
**Tabelle 1:** Kennzeichnung der untersuchten Bodenproben

Parameter	Min	Max	Mittelwert	Median
pH-Wert	6,5	12,2	8,0	7,9
CaCO <sub>3</sub> %	n.n.	37,8	7,7	6,3
Leitf. µS/cm	42	2150	270	161
C %	0,13	27,5	6,7	5,4
N %	n.n.	0,7	0,11	0,09
S %	n.n.	1,4	0,11	0,01
C/N	11	208	57	54
Bodensk. %	0	97	46,1	45
"S" %	7,6	98,3	70,7	72,9
"U" %	1,2	78,7	25,7	23,1
"T" %	0	19,6	3,8	2,4
<b>SM-Gehalte (Königswasser)</b>				
Cd ppm	n.n.	236	7,6	3,9
Cu ppm	4,8	1192	148	92
Pb ppm	1,3	8576	744	388
Zn ppm	0,1	16733	1588	709
<b>(EDTA)</b>				
Cd ppm	n.n.	140	3,6	1,4
Cu ppm	n.n.	175	36	27
Pb ppm	n.n.	4329	467	247
Zn ppm	n.n.	4610	559	271
<b>(CaCl<sub>2</sub>)</b>				
Cd ppm	n.n.	0,42	0,04	0,02
Cu ppm	n.n.	0,54	0,06	0,06
Pb ppm	n.n.	8,5	0,15	n.n.
Zn ppm	n.n.	3,1	0,23	0,04

**Tabelle 2:** Ergebnisse der schrittweisen multiplen Regression

SM	Pfl.art	n	B(%)	KW	pH	Lf	C	N	S	Korngr.
Cd	Artemisia	30	88	****			**		****	*** (FS)
	Salix	32	62	***				+	****	*** (T)
	Solidago	43								
Zn	Artemisia	30	73	***	***				***	**** (FS)
	Salix	32	25	**					***	
	Solidago	43	24							
Pb	Solidago	43								
Cu	Artemisia	30	20					**		
	Salix	32	60	---					****	
<hr/>										
SM	Pfl.art	n	B(%)	EDTA	pH	Lf	C	N	S	Korngr.
Cd	Artemisia	30	87	****			**		****	** (FS)
	Salix	32	66	***					****	*** (T)
	Solidago	43								
Zn	Artemisia	30	72	***	***				+	*** (FS)
	Salix	32	25	**					***	
	Solidago	43	24							
Pb	Solidago	43								
Cu	Artemisia	30	20					**		
	Salix	32	60	---					****	
	Solidago	43								
<hr/>										
SM	Pfl.art	n	B(%)	CaCl <sub>2</sub>	pH	Lf	C	N	S	Korngr.
Cd	Artemisia	30	69				***		****	
	Salix	32	61	***						*** (T)
	Solidago	43								
Zn	Artemisia	30	38						***	** (FS)
	Salix	32	39	***					***	
	Solidago	43	24							
Pb	Solidago	43								
Cu	Artemisia	30	20					**		
	Salix	32	60	---					****	
	Solidago	43								

Lf = Leitfähigkeit, FS = Feinsand, T = Ton, +/- = Vorzeichen des Regressionskoeffizienten  
 \* = Signifikanz des Regressionskoeffizienten: \* > 95 %, \*\* > 99 % \*\*\* > 99,9 %



— Sol. glg. (n = 14)    × Sol. cap. (n = 32)    + Sol. can. (n = 29)  
 —□— Art. vulg. (n = 32)    \* Pucc. dist. (n = 21)

FMG - Futtermittelgrenzwert

Abbildung 1: Perzentile der Schwermetallgehalte in Wildpflanzen

## Abiotische und biotische Eigenschaften eines thermisch gereinigten Bodens

von

BURGHARDT, W., D.A. HILLER, M. HINTZKE, \* H. MEUSER, R. WESSEL

### 1. Einleitung

Zur Entfernung bzw. Vernichtung organischer Schadstoffe aus Böden werden verschiedene Techniken der Bodenreinigung angeboten, so biologische, Wasch- und Extraktionsverfahren sowie thermische Verfahren. Bei jeder dieser Techniken wird der Boden entnommen, verändert und als Substrat wieder abgelagert. Damit fallen Substrate der Bodenreinigung an. Diese unterliegen nach der Ablagerung einer erneuten Bodenbildung. Es stellt sich somit die Frage nach den Eigenschaften der Substrate der Bodenreinigung, nach der Art der Substratveränderung durch die einzelnen Verfahren und letztlich auch nach der Möglichkeit der Substratgestaltung durch Einflußnahme auf die angewandte Reinigungstechnologie sowie durch Rekultivierung.

Dieser Beitrag widmet sich den Substraten der thermischen Bodenreinigung.

Die thermische Bodenreinigung unterscheidet Niedertemperatur- (350-600° C) und Hochtemperaturverfahren (800-1200° C). Substrate aus der Hochtemperaturbodenreinigung wurden von GOETZ et al. (1989) bearbeitet. Nachfolgend werden Eigenschaften von Substraten der **Niedertemperaturbodenreinigung** der Kokerei Mathias Stinnes aus Essen-Karnap, vorgestellt.

### 2. Reinigungsprozeß und Material

Die Skelett-Teile des Kokereibodens wurden vor der Reinigung auf Partikelgrößen <40 mm gebrochen. Beim Verfahren wurden bei Temperaturen von 550° C die organischen Schadstoffe (PAK's) durch Pyrolyse in Gasform überführt und diese getrennt bei 1200° C verbrannt. Auf dem Substrat der thermischen Bodenreinigung wurde anschließend (1989) ein Demonstrationsversuch zur Begrünung angelegt. Düngungsvarianten waren unbehandelt, Mineraldüngung (N: 5 g/m<sup>2</sup>, P: 9 g/m<sup>2</sup>) und Kompostgabe (300 g/m<sup>2</sup>). Vegetationsvarianten waren Begrünung durch Anflug, Ansaat von Lupinen, Klee gras und Gras. Ergebnisse aus diesem Versuch werden nachfolgend vorgestellt.

### 3. Ergebnisse

Ein Vergleich der örtlich natürlich vorkommenden Bodenart lehmiger Sand mit dem Substrat der Bodenreinigung zeigt keine wesentliche Veränderung der Korngrößenzusammensetzung (Tab. 1). Die Tonfraktion wird nicht wie bei Hochtemperaturverfahren durch Sinterung zerstört. Der Skelettgehalt ist durch Beimengungen von Bergematerial, Bauschutt und Aschen bedingt. Infolge des Skeletts ist auch der Grobsandanteil etwas erhöht.

Das weite C/N-Verhältnis (Tab. 1) weist darauf hin, daß es sich um anorganischen Kohlenstoff, z.B. um Ruß aus der Pyrolyse oder um Kohlenreste des Bergematerials handelt. Der Boden ist somit weitgehend humusfrei. Auffallend hoch sind die Schwefelgehalte, deren Herkunft aus dem Bergematerial, dem Bauschutt oder aus Produktionsrückständen angenommen werden kann.

Der pH-Wert liegt zunächst auf einem für bauschutthaltige Industriestandorte normalen Niveau (Tab. 1) und zeigt nicht den bei Hochtemperaturverfahren festgestellten Anstieg auf pH 12. Die Salzgehalte (EC) weisen verfahrenstechnisch bedingt zunächst Werte auf, die eine Wachstumsbeeinträchtigung salzempfindlicher Pflanzen erwarten lassen. Innerhalb eines Jahres sanken pH-Wert und Salzgehalt (EC) aber deutlich ab.

Die Porenraumgliederung weist eine hohe nutzbare Feldkapazität (Poren 50-0,2 µm) und eine mittlere Luftkapazität (Poren > 50 µm) aus (Tab. 1).

Das Substrat aus der Bodenreinigung entspricht somit in seinen grundlegenden Eigenschaften natürlich vorkommenden Böden. Verfahrensbedingt weist das Substrat geringe verfügbare Stickstoffgehalte und keine Bodenorganismen auf. Durch Kompostgaben und Anbau von Leguminosen kann dem N-Mangel mittelfristig begegnet werden (Abb. 1). Die Befürchtungen, das Substrat würde sich nach thermischer Behandlung nicht schnell beleben, hat sich - wie die Ergebnisse der Bebrütungsversuche (Abb. 2) zeigen - nicht bestätigt.

**Tabelle 1:** Substrateigenschaften des thermisch gereinigten Bodenmaterials

Skelett (Kies, Grus > 2 mm), %		20,5
Feinboden (< 2 mm) %		79,5
Sand, %		72,8
Schluff, %		16,4
Ton, %		10,8
Volumengewicht (Rohdichte), g/l		1365
Gesamtporenvolumen, Vol.-%		48,7
Luftkapazität, Vol.-%		9,6
nutzbare Feldkapazität, Vol.-%		34,0
Totwasser, Vol.-%		5,1
C (Gesamt), %		6,2
N (Gesamt), %		0,14
S (Gesamt), %		0,21
C/N		45
C/S		30
pH (CaCl <sub>2</sub> )	8,07 (IX. 1989),	7,67 (VI. 1990)
EC (im 1:5-Extrakt), mS	1398 (IX. 1989),	592 (VI. 1990)
	Königs- wasser	EDTA- Extrakt
Blei (mg/kg)	138	55
Zink (mg/kg)	134	33
Cadmium (mg/kg)	1,0	0,21

Durch die thermische Reinigung wurden die organischen Schadstoffe aus dem Bodenmaterial entfernt. Die an Kokereistandorten ebenfalls vorliegende Schwermetallbelastung blieb jedoch (Tab. 1). Sie ist für das Substrat als schwach einzustufen. Von besonderem Interesse ist aber, ob die thermische Behandlung eine

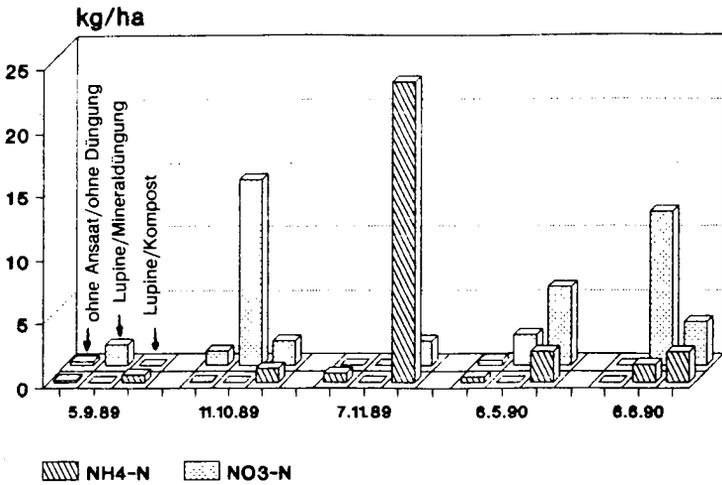


Abbildung 1: Entwicklung der NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub>-N-Gehalte verschiedener Düngungs- und Begrünungsvarianten auf dem thermisch gereinigten Bodensubstrat

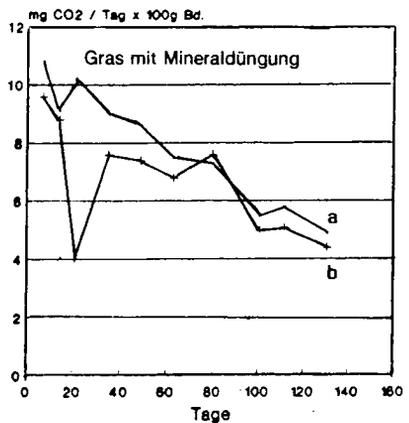
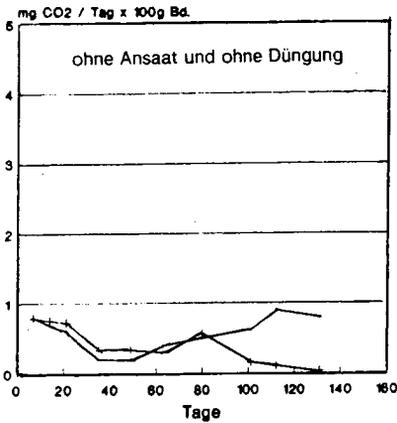


Abbildung 2: CO<sub>2</sub>-Freisetzung in Bebrütungsversuchen verschiedenerer Düngungs- und Begrünungsvarianten auf dem thermisch gereinigten Bodensubstrat (a, b = Parallelsätze)

Mobilisierung der Schwermetalle begünstigt. Um dies hinsichtlich des Nahrungspfades zu erfassen, wurden außer den Bodengehalten auch zu 5 Zeitpunkten die Gehalte der Sproßteile von Gras, Klee gras und der durch Anflug sich ansiedelnden Wildkräuter ermittelt. Vom Lupinenbestand lag nur eine Probe vor. Aus den Boden- und Pflanzengehalten wurden die Transferfaktoren (Pflanzengehalt/Bodengehalt) bestimmt (Tab. 2). Pflanzengehalte wie auch Transferfaktoren liegen beim Vergleich mit aus der Literatur verfügbaren Daten (SAUERBECK, 1989) im Normalbereich. Eine Begünstigung der Schwermetallaufnahme, aber ebenso wenig deren deutliche Einschränkung, wie sie bei den hohen pH-Werten erwarten werden könnte, ist nicht festzustellen. Unterschiede der Aufnahme bestehen zwischen einzelnen Abschnitten der Vegetationsperiode und den Pflanzenarten.

**Tabelle 2:** Pb-, Zn- und Cd-Gehalte des thermisch gereinigten Bodensubstrates, des Pflanzenaufwuchses sowie die Transferfaktoren Boden-Pflanze

Schwermetalle	Pflanzenart	Substrat- gehalt	Pflanzen- gehalt (Tr.S.)	Transfer- faktor	n
Blei (mg/kg)	Lupine	142	19,2	0,14	1
	Klee gras	110-165	4,1-14,8	0,027-0,12	12
	Gras	157-185	3,3- 9,5	0,018-0,058	8
	Wildkräuter	108	4,9-12,2	0,047-0,11	3
Zink (mg/kg)	Lupine	155	62	0,40	1
	Klee gras	111-152	30-82	0,24-0,74	12
	Gras	150-170	26-62	0,15-0,37	8
	Wildkräuter	85	35-59	0,41-0,69	3
Cadmium (mg/kg)	Lupine	1,0	0,42	0,42	1
	Klee gras	1,0	0,11-0,48	0,11-0,48	12
	Gras	1,0	0,17-0,59	0,17-0,59	8
	Wildkräuter *	1,0	0,14-0,49	0,14-0,49	3
-----					
*	Matricaria chamomilla, Rumex acetosa, Sonchus arvensis, Sonchus arvensis, Epilobium (behaart), Plantago major, Cirsium arvense, Polygonium, Poa annua, Urtica dioica, u.a.				

#### 4. Zusammenfassung

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß das Niedertemperaturreinigungsverfahren die chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften weitgehend erhält. Zur Verwendung des Substrates aus der Bodenreinigung als Pflanzenstandort und zur Eingliederung in die Landschaft sind jedoch weitere Bodenverbesserungsmaßnahmen erforderlich.

#### Literatur:

- Goetz, D., A.N.H. Claussen u. M. Kühn (1989): Eigenschaften von Thermisch gereinigten Bodenmaterialien. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/1, S. 343-348.
- Sauerbeck, D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanzen. In D. Behrens u. J. Wiesner (Hrsg.): Beurteilung von Schwermetall-Kontaminationen im Boden. Dechema, Frankfurt am Main.

## Zum Einfluß von Na-Phytat auf den Boden

von

Dressler, A. <sup>+)</sup>  und H. M. Helal <sup>++)</sup>

### 1 Einleitung

Wie aus Untersuchungen von HELAL und DRESSLER (1989) hervorgeht, läßt sich im Kontakt-raum Boden/Pflanze (Rhizosphäre) eine beachtliche P-Mobilisierung aus anorganischen und organischen Fraktionen nachweisen. Dabei stellen die organischen P-Fractionen nicht nur eine bedeutende P-Quelle dar, sondern sie modifizieren auch wichtige mit der P-Sorption und dem P-Transport zusammenhängende Bodenparameter. Den größten Anteil an den organischen P-Verbindungen des Bodens nehmen die Inositolphosphorsäureester ein (DALAL, 1977). Ca. 70 % dieser Ester sind Inositolhexakisphosphate. Sie sind via Biomasse als kontinuierlich fließende P-Quelle zu betrachten und üben daher eine ständige Wirkung auf die feste Phase des Bodens aus. Mittels Na-Phytat (Inositolhexakisphosphorsäure Nonanatriumsalz Hydrat) als Versuchssubstanz wurde ihr Einfluß auf den Boden und weiterführend auf die Ca-Aufnahme von Mais näher untersucht.

### 2 Material und Methoden

Als Versuchsböden dienten die Schwarzerde "Asel", die Parabraunerde "Bodenstedt" sowie die Braunerden "Rosenthal" und "Wipshausen". Ihre Bodenkennwerte sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Bodencharakteristika der Versuchsböden

	Asel	Bodenstedt	Rosenthal	Wipshausen
Bodenart	tU	tU	uS	uS
Sand (%)	3	1	58	66
Schluff (%)	71	82	35	29
Ton (%)	26	17	7	5
pH (CaCl <sub>2</sub> )	7.3	7.5	5.5	5.4
Humus (%)	2.75	1.86	1.66	1.50
CAL-P (mg/kg)	30	66	59	52
CAL-K (mg/kg)	26	218	164	166
DTPA-Fe (mg/kg)	19.6	24.6	40.3	32.6

Bei den Sorptionsstudien wurde der Boden (0.5 bzw. 1 mm) mit einem Boden : Extraktionsmittelverhältnis von 1 : 20 bei Raumtemperatur 17 h über Kopf geschüttelt. Der mit dem Boden Wipshausen im Gewächshaus durchgeführte Maisversuch wurde beim Rispschieben abgemertet.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Wie die Tabelle 2 zeigt, führen Na-Phytat-Extraktionen mit 0 bis 100 mg · l<sup>-1</sup> P zu einem Anstieg des Gehalts an anorganischem P in der Gleichgewichtslösung. Dabei ist der Effekt einer auf pH 7

<sup>+)</sup>  Paul Scherrer Institut, Abt. Strahlenhygiene, CH-5232 Villigen PSI

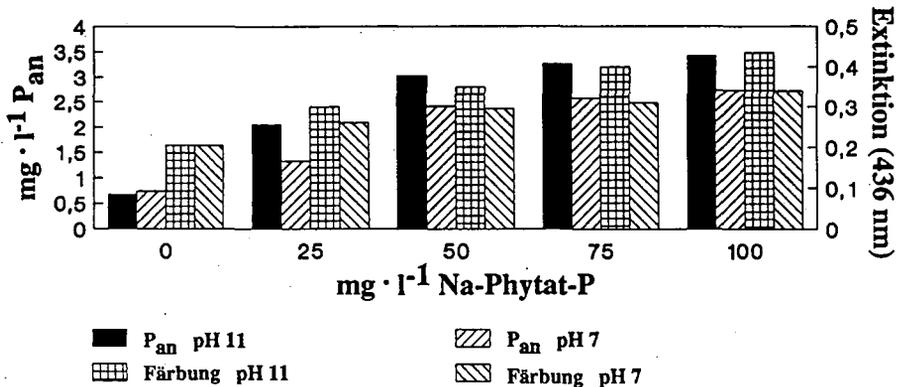
<sup>++)</sup>  Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

Tabelle 2: Einfluß von Na-Phytat (pH 7.0) auf die P-, Fe- und Al-Konzentration der Gleichgewichtslösung

		mg·l <sup>-1</sup> Na-Phytat-P (Extraktionslösung)				
		0	25	50	75	100
		mg·l <sup>-1</sup> (Gleichgewichtslösung)				
Asel	P	0.20	0.27	0.38	0.53	0.70
	Fe	0.56	0.75	0.91	1.46	1.83
	Al	0.37	0.33	0.50	0.79	0.93
Bodenstedt	P	0.74	1.33	2.41	2.57	2.73
	Fe	3.50	4.32	6.01	6.84	7.12
	Al	5.15	6.64	8.64	10.02	10.49
Rosenthal	P	1.16	3.55	5.40	6.12	6.82
	Fe	1.96	2.28	2.49	3.30	3.73
	Al	2.25	2.59	3.84	5.80	8.72
Wipshausen	P	1.11	3.46	3.89	4.31	4.54
	Fe	1.52	2.24	2.50	2.69	2.78
	Al	3.20	5.54	7.36	7.65	8.54

eingestellten Extraktionslösung geringer als derjenige der Originallösung mit pH ~11 (Abb. 1). Eine mikrobielle P-Umsetzung ist aufgrund des Zusatzes von Chloroform zur Extraktionslösung auszuschließen. Auch scheidet als Erklärung für die P-Zunahme ein Na-Effekt aus, da Extraktionen mit Na in Höhe der Na-Gehalte der Phytatlösungen gleiche Gehalte an anorganischem P in den Gleichgewichtslösungen und in der Null-Variante ergeben. Als Ursache für die Erhöhung der P-Konzentration lassen sich Sorptions-/Desorptionswechselwirkungen sowie Veränderungen von Bodenpartikeln mutmaßen. Insbesondere spricht für die letzte Annahme die Zunahme der Fe- und Al-Konzentration der Gleichgewichtslösungen (Tab. 2). Bedeutende Einflüsse auf den Boden sollten sich im Gefäßversuch mit Pflanzen nachweisen lassen.

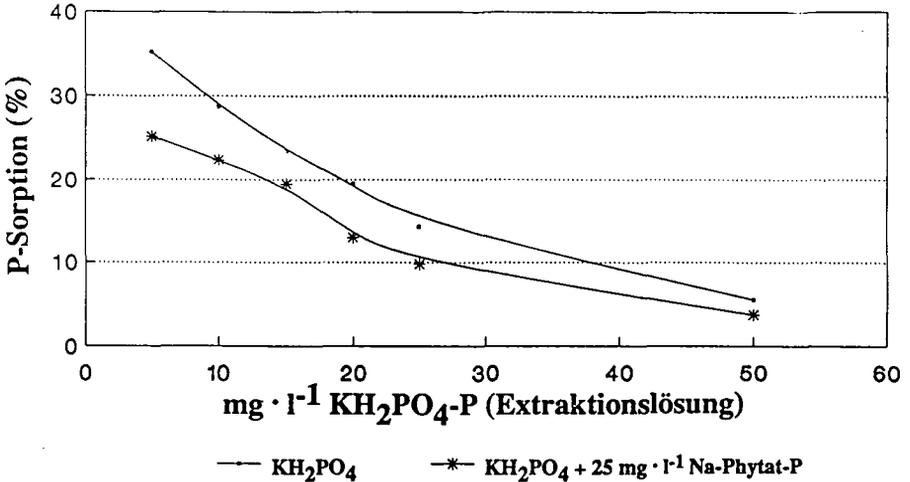
Abbildung 1: Einfluß von Na-Phytat auf die Extrahierbarkeit von P<sub>an</sub> und auf die Färbung der Extrakte (Parabraunerde Bodenstedt)



Sorptions-/Desorptionswechselwirkung

Untersuchungen und Ergebnisse von ANDERSON et al. (1974) und EVANS (1985) weisen auf eine Konkurrenz von anorganischem und organischem P um Sorptionsstellen hin. Die Wechselwirkung an Bindungspositionen von Tonmineralen und Sesquioxiden/Hydroxiden wird direkt evident, wenn man steigende Mengen Na-Phytat einer  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ -Lösung zusetzt und damit einen Boden extrahiert (Abb. 2). So erhöhen beim Boden Rosenthal  $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Na-Phytat-P den anorganischen P-Gehalt der Gleichgewichtslösung, respektive vermindern sie die P-Sorption.

Abbildung 2: Einfluß von  $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Na-Phytat-P auf die P-Sorption aus  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  (Braunerde Rosenthal)



Veränderung von Bodenpartikeln

Extraktionen mit Na-Phytat führen zu einer mehr oder weniger starken Gelbfärbung der Extrakte (Abb. 1). Tone, Huminstoffe und/oder Eisenverbindungen sind die Ursache. Für die Messung der Farbintensität ist wegen der leichten Reproduzierbarkeit die Wellenlänge der Hg-Linie bei 436 nm besonders gut geeignet (DIN 38 404). Da die Färbung nicht mit dem Eisengehalt und dem Gehalt an Huminstoffen der Böden korrelierte, wurden die Extrakte nach der Filtration durch das Filter S & S 593 und der Messung bei 436 nm durch das Membranfilter S & S Weißbrand (0.45 µm) gezogen und die Färbung erneut gemessen. Das Verhältnis der beiden Extinktionen wurde dann als relativer Stabilitätsindex definiert. Die Abbildung 3 demonstriert, daß Na-Phytat-Applikationen die Stabilität von Bodenpartikeln vermindern können. Im Vergleich zur Null-Variante ist der Indexwert bei den Phytat-Varianten niedriger. Der geringste Einfluß war beim Boden Bodenstedt, wohl aufgrund des Gehaltes von  $6425 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  austauschbarem Ca, festzustellen. Ab  $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Na-Phytat-P erwies sich die Relation als annähernd konstant.

Nährstoffaufnahme

Wie der Gefäßversuch zeigt, beeinflusst Na-Phytat die Nährstoffaufnahme der Pflanzen. So konnten bei der Phytat-Variante nicht nur höhere P-Gehalte im Sproß der Maispflanzen festgestellt werden, sondern auch niedrigere Ca-Gehalte (Tab. 3). Offenbar kommt es im Boden zur Komplexbildung von Ca-Phytat, wodurch der Diffusionsfluß eingeschränkt wird.

Abbildung 3: Einfluß von Na-Phytat auf die Stabilität von Bodenpartikeln

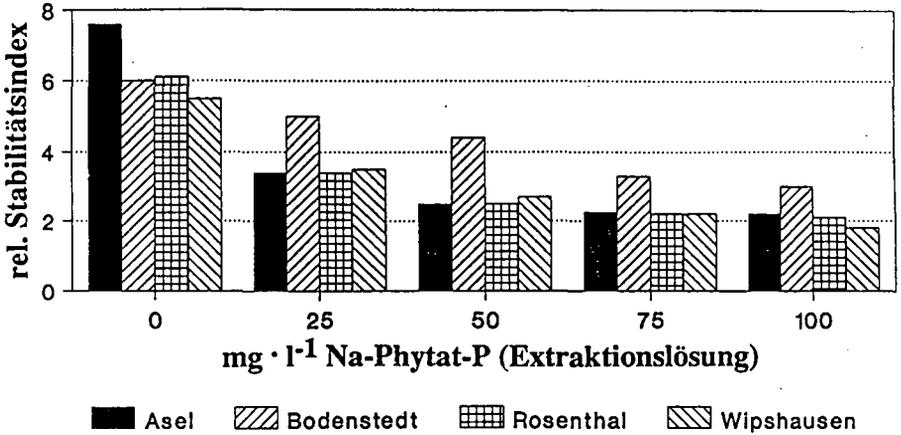


Tabelle 3: Einfluß von Na-Phytat auf die Ca-Aufnahme von 8 Maissorten

	mg Ca/g TS			
	Blatt		Stengel	
	mg · kg <sup>-1</sup> Na-Phytat-P			
	0	75	0	75
BG RC 26036	4.94	3.88	2.65	2.49
BG RC 26039	5.06	4.73	2.88	2.38
Gelber Badischer Land	4.68	4.13	2.07	1.80
Zenit	3.77	3.35	1.80	1.77
Blizzard	4.07	3.53	1.86	1.54
Golda	4.64	3.85	1.70	1.41
Bastion	5.76	4.44	2.46	2.03
Santos	4.73	3.89	2.34	1.79

Weitere Untersuchungen haben den Einfluß von Ca-Phytat auf den Boden, die Wechselwirkung von Phytaten mit Bodenkolloiden und die Bedeutung der Phytate für die Pflanzenverfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen sowie Radionukliden zum Gegenstand.

#### 4 Literatur

- ANDERSON, G., E. G. WILLIAMS and J. MOIR (1974): A comparison of the sorption of inorganic orthophosphate and inositol hexaphosphate by six acid soils. *J. Soil Sci.* 25, 52-62.
- DALAL, R. C. (1977): Soil Organic Phosphorus. *Adv. Agr.* 29, 83-117.
- EVANS, A. (1985): The adsorption of inorganic phosphate by a sandy soil as influenced by dissolved organic compounds. *Soil Sci.* 140, 251-255.
- HELAL, H. M. and A. DRESSLER (1989): Mobilization and turnover of soil phosphorus in the rhizosphere. *Z. Pflernähr. Bodenk.* 152, 175-180.

#### Danksagung

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft gilt Dank für ihre finanzielle Unterstützung.

## Zustand von Waldböden des Pfälzerwaldes

von Walter Eder\* und Jürgen Gauer\*\*

**Allgemeine Standortsfaktoren des Wuchsgebietes Pfälzerwald (177000 ha):**

**Geologie:** Oberer Buntsandstein - Mittlerer Buntsandstein (Karlstalsschichten, Rehbergsschichten, Trifelsschichten) - Unterer Buntsandstein - (Rotliegendes)

**Geomorphologie:** Schichtstufenlandschaft mit schwach von Nordosten nach Südwesten einfallenden Schichtflächen; gegliedert durch schmale, tief und schroff eingeschnittene Täler; größere Plateauflächen im Westen, sonst massige Bergstöcke und langgezogene Höhenrücken, im Süden schmale Bergkämme und markante Kegelsberge; höchste Erhebung 673 m üNN, allgemeines Höhenbereich 200-450 m üNN

**Substrat:** +- steiniger, schwach schluffiger Sand (Sand/lehmgiger Sand); 81% Quarz, 13% Feldspäte und 6% Tonminerale; Gesamtelementgehalte 1,9% K, 0,3% Mg und 0,03% Ca (Daten aus Profilen der BZE-Erhebung), vereinzelt Decklehme

**Böden:** +- podsolige Braunerden bis Braunerde-Podsole / Podsole; Böden des oberen und unteren Buntsandsteins wegen höheren Eisenoxidgehalte tendenziell geringerer podsolig; in Decklehmen Parabraunerden bis Pseudogleye

**Klima:** Jahresmitteltemperatur 7 - 10 °C, Vegetationszeittemperatur über 14 °C; kolline Höhenstufe; Niederschlag 800 mm im Westen, 950 mm im Zentrum, < 600 mm am Nordostrand

**Gesamt(Netto)säureeintrag:** 2,04 kmol H<sup>+</sup>-Äquivalente/ha/a

**Baumarten:** Ei 8%, Bu 20%, Fi 10%, Dou 5%, Ki 49%, Lã 3%

**Potentielle Waldgesellschaft:** Luzulo-Fageten (Luzulo-Querceten)

In den Jahren 1971-1977 wurde im Regierungsbezirk Rheinhessen-Pfalz eine forstliche Standortskartierung nach einem stark bodenkundlich ausgerichteten Verfahren begonnen, das gleichzeitig Beziehungen zwischen Standortbedingungen und Wachstum der Baumarten ermitteln sollte (Forstämter Ramsen (Staatswald), Trippstadt, Edenkoben). Nach Kartierungen außerhalb wurden 1986 die Kartierung im Pfälzerwald weitergeführt (Forstämter Haßloch, Ramsen (Gemeindewald), Hochspeyer, Bad Bergzabern, Schönau, Pirmasens). Im Rahmen der Kartierungen werden routinemäßig ca. 5 Profile/ 1000 ha analysiert (pH-CaCl<sub>2</sub>, C, N, P und Ake (H, Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe und Al) nach MEI/WES u.a. 1984). Über die Ergebnisse dieser Analysen, speziell der Austauschbelegung, wird berichtet. Der Zeitsprung zwischen erster und zweiter Kartierphase dient dabei einem Zeitvergleich.

Die Standortserkundung kartiert in Rheinland-Pfalz Standortstypen die sich aus den drei komponenten Substratreihe, Frischstufe (Anschätzung des Gesamtwasserhaushaltes in Relation zur Fichten(Buchen)ertragsleistung) und Höhenstufe.

Die weiteren Ausführungen gelten den Substratreihen. Im Pfälzerwald sind - in abnehmender Standortsgüte - hauptsächlich verbreitet:

- *Lehmsande* (schwach podsolige Braunerden; > Si3) -> voll laubholzfähig

- *Sande* (podsolige Braunerden) -> voll laubholzfähig (Bu, Tei)

- *mäßig arme Sande* (Ahe 10-20cm) -> eingeschränkt laubholzfähig (Bu, Tei)

- *arme Sande* (Ahe, Ae 15/20-30cm) -> nicht laubholzfähig (Hauptbaumarten)

- *sehr arme Sande* (Ahe, Ae > 30cm) -> meist Kiefernzwangsstandorte

Innerhalb der Substratreihe der Sande werden die einzelnen Schichtfolgen des Buntsandsteins in der Reihung abnehmender Nährstoffausstattung (EDER 1980): Oberer- und Unterer Buntsandstein > Karlstalsschichten (Hauptbuntsandstein)

\* MLWF - Abt. Forsten - Rheinland-Pfalz, 6500 Mainz;

\*\* Bez.reg. Rheinhessen-Pfalz - Forstdirektion - 6730 Neustadt/W

> Trifels- und Rehbergschichten (Hauptbuntsandstein) unterschieden.

Für den Zeitvergleich bieten sich Paarungen mit vergleichbarer Geologie, Baumartenverteilung und ähnlichem Standortsmuster an.

**Trippstadt 74 - Pirmasens 90:** In Trippstadt wurden vor allem *Sande Karlstalschichten* kartiert. Die Beprobung erfolgte in Tiefenstufen, der Oberboden wurde erst in 15 cm Tiefe erfaßt. Die pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werte liegen dort bereits im Mittel um 4.3. Die Basensättigung - hier Ca + Mg an der KAK eff - liegt mit durchschnittlichen 15% im Oberboden und 25% im Mittel- und Unterboden im mittleren Elastizitätsbereich (MEIWES u.a., 1984).

In Pirmasens werden neben den Sanden der Karlstalschichten die besser eingestuftes *Sande Oberer Buntsandstein* und *Lehmsande* einbezogen. Anders als in Trippstadt wurde in Pirmasens nach der Horizontierung beprobt. Die pH-Werte liegen in den podsoligen Aeh-Horizonten im Bereich 3.0-3.3, seltener bei 3.5-3.6. Die Basensättigung (Ca + Mg) beträgt nur noch in den A-Horizonten über 10%, zur Hälfte liegt sie unter 5% im sehr geringen Elastizitätsbereich. Die höheren Gehalte der A-Horizonte sind auf Humusmineralisation zurückzuführen. Unterschiede unter verschiedener Bestockung lassen sich nicht erkennen.

Noch deutlicher fällt der Unterschied Trippstadt 74 - Pirmasens 90 bei der relativen K- und Mg-Belegung aus. In Trippstadt liegen die Gehalte im Mittel deutlich über der kritischen Grenze von 4%. Die höheren Kaliumgehalte im Buntsandstein sind auf Nachlieferung aus Feldspäten zurückzuführen. In Pirmasens haben beide Ionen stark abgenommen, Kalium bleibt allerdings noch im Bereich geringer Elastizität während Magnesium nur noch sehr geringe Elastizität aufweist.

Ein geringere Teil der Unterschiede bis maximal 2% kann auf die zusätzliche Bestimmung von Na, Fe und Mn 1990 zurückgeführt werden. Insgesamt streut die geringe effektive Austauschkapazität in Pirmasens stärker und liegt im Mittel geringfügig höher in einem Bereich zwischen 10 - 30  $\mu\text{mol iA/g}$  gegenüber 10 - 20  $\mu\text{mol iA/g}$  in Trippstadt. Die 40 - 70  $\mu\text{mol iA/g}$  in den Oberböden von Pirmasens sind Folge der organischen Substanzgehalte und wurden in Trippstadt durch die Art der Beprobung nicht erfaßt.

Neuerer Daten der Bodenzustandserhebung - aus 3 Profilen aus Trippstadt und dem angrenzenden Johanniskreuz - die im Rahmen der BZE beprobt wurden - liegen inzwischen im Niveau der Pirmasenser Daten.

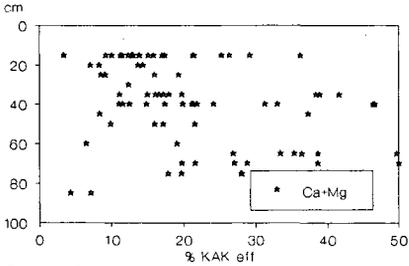
**Ramsen (Staatswald) 72 - Ramsen (Gemeindewald) 90, Hochspeyer 90:** In der Substratreihe *Sande Unterer Buntsandstein* streut die Basensättigung 72 bereits stark, liegt aber im Durchschnitt noch im mittleren Elastizitätsbereich. 1990 ist die Belegung durchgehend auf Pirmasenser Niveau abgesunken. Gleiches gilt für die Einzelkationen.

**Edenkoben 76 - Hochspeyer, Haßloch, Bad Bergzabern, Schönau 88-91:** Vorhersehende Substratreihen in Edenkoben sind *Sande* bis (*sehr*) *arme Sande der Trifels und Rehbergschichten*. Die Bodenzustand ist insgesamt schlechter als in Trippstadt und Ramsen, Folge der besonders intensiven Streunutzung in diesem Raum und des ärmeren Ausgangsgesteins. Besonders deutlich wird dies an der H-Ionen Belegung, die in *sehr armen Sanden* bis über 50% in den mächtigen Aeh-Horizonten erreichen kann. Höhere H-Ionen Belegung ist auch für *Sande* - im Gegensatz zu Trippstadt - typisch. Die relative Basensättigung liegt bereits im geringen Elastizitätsbereich, aber noch über 10%. Ein Unterschied zwischen *Sanden* und *armen Sanden* ist nicht erkennbar (wohl im Gesamtvorrat). Die relative Mg-Belegung liegt bei beiden Gruppen noch überwiegend im mittleren Elastizitätsbereich, die K-Belegung im hohen Elastizitätsbereich.

Gegenüber Edenkoben liegt das Niveau der Basenbelegung der 4 Vergleichsforstämter über alle Substratreihen nochmals tiefer - auf dem Niveau Pirmasens. Nur Kalium wird noch einigermaßen nachgeliefert.

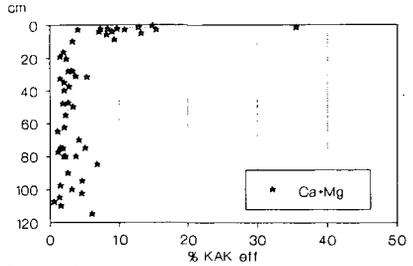
Die mittleren *Vorräte im Mineralboden* an Ca liegen heute nur noch in einer Größenordnung von 100 kg/ha, an Mg 20 kg/ha im Mineralboden. Der Unterschied zwischen besseren und ärmeren Substratreihen wird nicht mehr durch

relative Kationenbelegung  $\diamond$  KAK eff  
Sande (K)  $\diamond$  FA Tripstadt 74



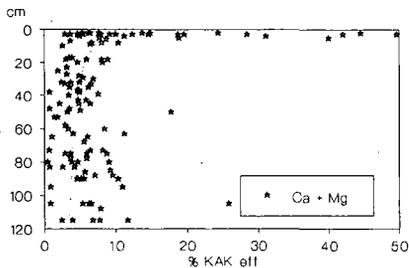
1: Ca + Mg (Basensättigung)

relative Kationenbelegung  $\diamond$  KAK eff  
Sande(K+oB) - Lehmsande  $\diamond$  90 Pirmasens



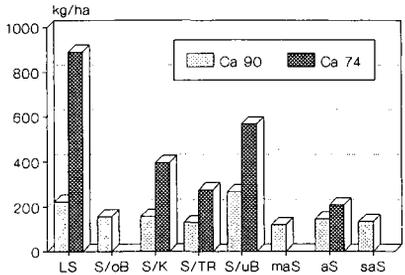
2: Ca + Mg (Basensättigung)

relative Kationenbelegung  $\diamond$  KAK eff  
Sande (TR + uB) + Lehmsande  $\diamond$  88-90 4FA



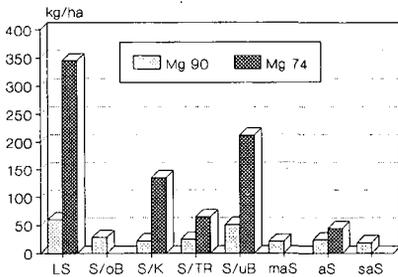
3: Ca + Mg (Basensättigung)

Vergleich Vorräte 72-76 - 88-91



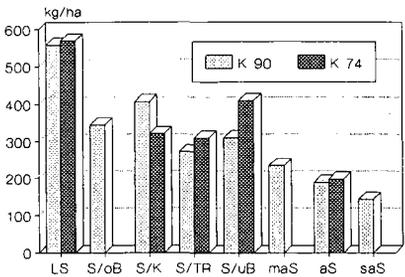
4: Calcium (Mineralboden)

Vergleich: Vorräte 72-76 - 88-91



5: Magnesium (Mineralboden)

Vergleich Vorräte 72-76 - 88-91



6: Kalium (Mineralboden)

Unterschiede in der Austauscherbelegung, sondern im wesentlichen durch geringere Gründigkeit und höhere Skelettgehalte hervorgerufen. Gegenüber der ersten Kartierphase ist eine Halbierung bis Drittelung eingetreten.

Die **Vorräte der Organischen Auflagen** (neuere Daten nur aus Bad Bergzabern) schwanken zwischen 80 bis 600 kg/ha bei Ca und 15 bis 60 kg/ha bei Mg. Im Mittel lagen die Vorräte bei 218 kg/ha Ca und 36 kg/ha Mg bei einem mittleren C/N Verhältnis von 25. Damit werden die Organischen Auflagen zu den wichtigsten, mobilisierbaren Nährstoffspeichern, die entsprechend sorgsam zu behandeln sind und vor schneller Mineralisation zu schützen sind. Das in Teilbereichen mit der Bodenschutzkalkung ausgebrachte Ca und Mg findet sich noch ziemlich vollständig in der organischen Auflage wieder.

**Fazit:** Aus dem Vergleich von Analyseergebnisse der Kartierungen aus dem Zeitraum 71-76 mit solchen aktueller Kartierungen ist innerhalb des Pfälzerwaldes ein **dramatischer Rückgang der Basensättigung der Mineralbodenhorizonte** erkennbar. Die Bodenproben wurden vom selben Institut nach identischer Methodik analysiert; methodische Fehler sollten damit ausgeschlossen sein. Hierfür spricht auch die Feststellung, daß die Tendenz bei allen Basen - K, Mg und Ca - gleich ist. Für eine zwischen den Analysezeitpunkten weitergelaufene Versauerung sprechen auch hohe Sorptionen von Sulfat-Ionen die von der FVA beobachtet wurden. Noch sind keine akuten Nährstoff-Mangelercheinungen - abgesehen von den stark streugennutzten Standorten der Haardt - erkennbar. Die Nadeluntersuchungen der FVA im Rahmen der BZE lassen aber bei Fichte und Kiefer bereits eine Tendenz zu sehr geringen Werten erkennen.

Es erstaunt deshalb, daß auf diesen Standorten - in Abhängigkeit von der Wasserversorgung - zum Teil wüchsige Buchenbeständen mit Ertragsklassen über I,0 stocken. Überraschend gut sind auch die morphologischen Humusformen, die bei Sanden unter Buchenbeständen noch im Bereich günstiger Moderformen liegen, allerdings bei weiten C/N-Verhältnissen.

**Wir haben es mit einem sehr kurzen, geschlossenen Nährstoffkreislauf ("kleiner Nährstoffkreislauf") zu tun, der im wesentlichen aus der Mineralisation der organischen Auflagen gespeist wird. Dem kommt das relativ warme Klima des Pfälzerwaldes - kolline Stufe - mit langen Vegetationszeiten zugute.**

Das bisher angewandte Standortskartierungsverfahren unterscheidet in subjektiver Feldansprache Trophie-Stufen - gestützt auf Humusform, Podsolierungsgrad und Pflanzengesellschaft -, die sich bei Anwendung objektiver Analysen in ihrem Chemismus kaum mehr unterscheiden. Einzig das Fortschreiten der Versauerungsfront in die Tiefe - kenntlich an der H- und Fe-Ionen-Belegung deckt sich mit den Kartierbefunden - den Ahe/Ae Mächtigkeiten.

Die im Rahmen der Bodenschutzkalkung - zur Abpufferung weiterer Säureeinträge gedacht - ausgebrachten vorsichtigen Ca- und Mg-Mengen liegen bereits doppelt bis dreifach so hoch wie die im Mineralboden verbliebenen austauschbaren Vorräte an diesen Ionen.

#### LITERATUR:

- EDER W. (1980): Quantifizierung von bodenkundlichen Standortsfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortskartierung insbesondere auf Grundlandsteinstandorten der Pfalz. Mitteln. a. Forsteinrichtung u. Waldbau, 23, 263S., LFW Rheinland-Pfalz, Mainz.
- MEIWES K.J., N.KÖNIG, P.K.KHANNA, J.PRENZEL & B.ULRICH (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd.7, 67S., Göttingen.

## Redoxprozesse in der Rhizosphäre von Reiswurzeln

H. Flessa <sup>\*)\*\*</sup>

### Zusammenfassung:

Die Wurzeln des Naßreises (*oryza sativa*) können den Redoxzustand des Rhizosphärenbodens verändern. Mit Platinmikroelektroden ist es möglich, wurzelabhängige Redoxpotentialveränderungen unter naturnahen Bedingungen im Boden nachzuweisen.

Die Oxidationskraft der Reiswurzeln konzentrierte sich auf den Bereich der Wurzelspitzen. Die räumliche Ausdehnung der wurzelabhängigen Oxidationsprozesse in der Rhizosphäre sowie das maximal erreichte Redoxniveau wurden von der Reduktionskraft des Bodens beeinflusst. Die maximale Ausdehnung des Redoxpotentialanstieges in der Rhizosphäre der Wurzelspitzen variierte zwischen kleiner 1 mm im extrem reduzierten und 4 mm im schwach reduzierten Boden. Kleinräumig wurden Potentiale erreicht, die aerobe Bedingungen kennzeichnen.

Die Oxidationskraft der Wurzeln hing von der Nachlieferung von atmosphärischem Luft-sauerstoff durch das Aerenchym der Pflanze ab.

Das Oxidationsvermögen der Reiswurzeln ist ein effizienter Schutz vor phytotoxischen Konzentrationen reduzierter Substanzen. Es ist damit ein wesentlicher Bestandteil der ökologischen Anpassung des Reises an anaerobe, reduzierte Standorte.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse wurde bei *Plant and Soil* zur Veröffentlichung eingereicht.

---

\* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU-München, 8050 Freising/Weihenstephan

\*\* Kontakt: Institut für Bodenökologie, GSF, 8042 Neuherberg



## BEDEUTUNG DES HUMUSGEHALTES FÜR DIE PFLANZENERNÄHRUNG IN DEN SUBHUMIDEN TROPEN AM BEISPIEL EINES NITISOLS AUF STARK VERWITTERTEM AUSGANGSMATERIAL

Gaiser, Thomas und Karl Stahr \*)

### FRAGESTELLUNG

Auf den i.d.R. stark verwitterten Böden der humiden und subhumiden Tropen mit geringen Nährstoffreserven ist Nährstoffmangel oft entscheidend für das Pflanzenwachstum und damit die landwirtschaftliche Produktion. Neue Anbausysteme werden und wurden entwickelt, um den Humusgehalt im Boden, der als Träger der Bodenfruchtbarkeit angesehen wird, zu erhalten oder zu erhöhen. In unserer Untersuchung soll der Beitrag der humifizierten organischen Substanz für den Nährstoffzug und den Ertrag von *Zea mays* quantifiziert werden. Desweiteren soll festgestellt werden, ob es mit zunehmender Anbaudauer zu einer Veränderung dieses Beitrages kommt.

### MATERIAL UND METHODEN

Bei den Nitisolen in Südbernin handelt es sich um Böden mit einem sandigen Oberboden (30-45 cm mächtig), gefolgt von sandigem Ton im Unterboden bis zu einer Verwitterungstiefe von mehreren Metern. Es wurden zwei Nitisolstandorte (Abb. 1) mit je 16 Parzellen ausgewählt, die unterschiedlich intensiv genutzt waren, noch nie mineralisch gedüngt wurden und eine hohe räumliche Variabilität im Gesamtkohlenstoffgehalt aufwiesen.

Bodentiefe (cm)

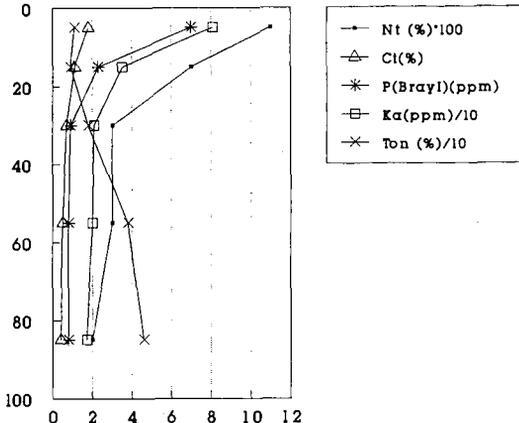


Abb. 1: Typisches Nitisolprofil mit Stoffakkumulation im Oberboden

\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim

In vier aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden wurde Zea mays in konventioneller Weise, d.h. nur flache Bodenbearbeitung von Hand und keine mineralische Düngung, angebaut. Sowohl die Brachevegetation als auch die Ernterückstände wurden vollständig exportiert. Die Unkrautbekämpfung erfolgte nach der Saat mit einem Atrazinderivat und während der Entwicklung durch zweimalige Handhacke.

In der zweiten und vierten Vegetationsperiode (kleine Regenzeit 1989 und 1990 mit ca. 325 mm Niederschlag) wurden nach der Maisernte Erträge von Stroh und Korn sowie deren Nährstoffgehalt ( N, P, K, Ca, Mg) bestimmt ( Stickstoff nach Kjeldahl; P, K ,Mg und Ca nach Aufschluß mit  $H_2SO_4$  konz. und  $H_2O_2$ ). Zu Beginn jeder Anbauperiode wurde der Gesamtkohlenstoffgehalt  $C_t$  (Nasse Veraschung mit  $K_2Cr_2O_7$ ) in 0-10, 10-20 und 20-40 cm bestimmt.

## ERGEBNISSE

Da die Variabilität im  $C_t$ -Gehalt des Bodens in den obersten 10 cm am höchsten war und diese im Vergleich der drei obersten Bodenschichten den größten Einfluß auf die Ertragsbildung hatte, wurde für die Darstellung der Ergebnisse nur der Humusgehalt in den obersten 10 cm berücksichtigt.

### 1. Erträge und Nährstoffentzüge mit fortschreitender Anbaudauer

Trotz vergleichbarer Niederschlagsmengen und -verteilung waren 1990 nach viermaligem Maisanbau ein deutlicher Ertragsrückgang und damit auch deutlich geringere Nährstoffentzüge feststellbar.

Tab.1: Entwicklung der Erträge (t/ha) und der Nährstoffentzüge (kg/ha) durch Zea mays im Vergleich der zweiten Regenzeit zweier aufeinanderfolgender Jahre

Jahr	TM-Ertrag		Nährstoffentzüge			
		N	P	K	Mg	Ca
	(t/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)
1989	5.96	46.3	12.8	27.1	33.5	13.4
1990	2.34	23.4	2.2	13.8	16.1	7.3

## 2. Beziehungen zwischen Humusgehalt und Nährstoffzügen durch Zea mays

Eine Erhöhung des Humusgehaltes führt zu einer Erhöhung der Nährstoffzüge insbesondere bei N, P, Mg und Ca. Der Zusammenhang zwischen dem Humusgehalt und der aufgenommenen Kaliummengen ist nur signifikant.

Tab.2: Absolute und relative Steigerung (in % vom Mittelwert) der Nährstoffzüge durch Erhöhung des C<sub>t</sub>-Gehaltes in 0-10 cm Bodentiefe um 1% (N=32)

Jahr	Steigerung der Nährstoffzüge				
	N	P	K	Mg	Ca
	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)
1989	+43.8***	+16.3***	+32.1**	+33.1***	+12.5***
1990	+45.7**	+4.9**	+27.0*	+31.1**	+14.1**
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
1989	+94.4	+126.9	+118.3	+99.0	+93.2
1990	+195.2	+224.6	+195.8	+192.8	+194.1

\*\*\* = hochsignifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0.1%)

\*\* = signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit < 1%)

Die Steigerungsrate der aufgenommenen Nährstoffmengen durch eine Erhöhung des Humusgehaltes bleibt im Vergleich der beiden Anbauperioden bei fast allen Hauptnährstoffen konstant. Eine Ausnahme bildet der Phosphor. Der sinkende Einfluß des Humusgehaltes auf die Phosphataufnahme könnte damit begründet werden, daß während des Versuches die Zufuhr von frischem organischen Material systematisch unterbunden wurde. REBAFKA et al. (1991) stellten im Niger auf luvic Arenosols eine Steigerung der Phosphataufnahme durch Perlhirse bei Zufuhr von Ernterückständen fest. Die gesteigerte P-Aufnahme wurde dabei auf eine Zunahme der Wurzellängendichte zurückgeführt. Möglicherweise spielt auch die Bildung von Fe(Al,Mn)-P-Huminstoffkomplexen durch Abbauprodukte frischer Streu eine Rolle. Dieser Frage soll in weiteren Untersuchungen nachgegangen werden.

Die relativen Steigerungsraten werden durch Erhöhung des C<sub>t</sub>-Gehaltes um 1% im Durchschnitt verdoppelt, da die mittleren Nährstoffzüge im Jahre 1990 stark absanken.

### 3. Humusgehalt und Ertrag

Die Erhöhung des Humusgehaltes führt zu signifikanten Ertragserhöhungen bei *Zea mays*. Im Laufe der Zeit sinkt zwar, absolut gesehen, der Ertragszuwachs durch Erhöhung des Humusgehaltes von + 5.43 t/ha auf + 4.36 t/ha ab, jedoch nimmt die relative Bedeutung des Humusgehaltes für die Ertragsbildung zu.

Tab.3: Absolute und relative Steigerung des Trockenmasseertrages von *Zea mays* durch Erhöhung des  $C_T$ -Gehaltes in 0-10 cm Bodentiefe um 1%(N=32)

Jahr	Ertragszuwachs	
	(t/ha)	(%)
1989	+5.43***	+ 95.4
1990	+4.36**	+186.3

\*\*\* = hochsignifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0.1%)

\*\* = signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit < 1 %)

### ZUSAMMENFASSUNG

Unter den momentanen Anbaubedingungen im subhumiden Westafrika ohne Einsatz mineralischer Düngemittel, hängt die Nährstoffversorgung der einjährigen Kulturpflanzen stark vom Humusgehalt des Bodens ab. Dies betrifft insbesondere die Versorgung der Pflanzen mit N, P, Mg und Ca. Mit zunehmender Anbaudauer scheint jedoch, bei stark abnehmenden Gesamtnährstoffentzügen, auch der Einfluß des Humusgehaltes auf die P-Versorgung der Pflanzen abzunehmen.

### LITERATUR

Rebafka, F.-P., A.Hebel, H. Marschner (1991). Zufuhr von Ernterückständen erhöht P-Düngerwirkung und verbessert die K-Versorgung von Perlhirse in Niger. Beitrag zur DBG-Tagung 1991 in Bayreuth.

Huminstoff-Fe- (Al-) Phosphatkomplexe in Sandböden-  
Bedeutung und methodischer Nachweis

von  
Gerke, J.\*

**Einleitung**

Die Löslichkeit von Orthophosphat ( $P_i$ ) wird in vielen Böden von Ad- und Desorptionsreaktionen an  $FeOH$ - und  $AlOH$ - Oberflächen mit variabler Ladung kontrolliert (WELP et al., 1983).

Huminstoffe als Hauptbestandteil des  $C_{org}$  im Boden werden über Li= gandenaustausch an denselben Oberflächen gebunden, sodaß mit zunehmenden  $C_{org}$ - Gehalt eine Reduktion von Ausmaß und Stärke der  $P_i$ - Adsorption erwartet werden sollte. In mehreren umfangreichen Untersuchungen (z.B. VIJACHANDRAN u. HARTER, 1975) wurde aber eine enge positive Korrelation zwischen  $C_{org}$ -Gehalt und  $P_i$ - Adsorption gefunden.

GUNIJAKE und WADA (1981) zeigten, daß die  $P_i$ - Bindungskapazität von pyrophosphat- extrahierbarem Fe und Al höher ist, als die von oxalatlöslichem Fe und Al. Dies läßt den Schluß zu, daß  $P_i$  an organisch komplexiertem Fe- und Al-Oberflächen adsorbiert wird und dieses eine höhere  $P_i$ - Bindungskapazität aufweist als labiles anorganisches Fe und Al.

Die zitierten Ergebnisse sind ein indirekter Beleg für die Bedeutung von Huminstoffe- Fe- (Al-) Phosphatkomplexen als P- Form im Boden. Ein direkter Nachweis mit Hilfe von Extraktion und Säurehydrolyse soll im Folgenden vorgestellt werden.

\*Institut f. Agrikulturchemie, v. Siebold Str. 6, 3400 Göttingen

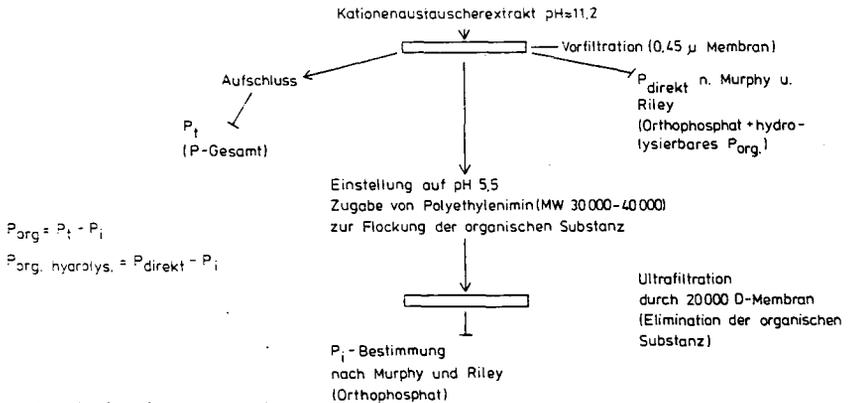
**Material und Methodik**

**Tab.1: Kenndaten der Böden**

Standort	--- Körnung ---			C <sub>org</sub> [%]	P <sub>i</sub> [mg/kg]	pH	Al <sub>ox</sub> * [mg/kg]	Al <sub>py</sub> ** [mg/kg]	Fe <sub>ox</sub> * [mg/kg]	Fe <sub>py</sub> ** [mg/kg]
	< 2 µm	2-60 µm	60 µm- 2mm							
Hodenhagen	4	6	90	3,25	480	5,2	1390	1370	1225	975
Hademsdorf	5	7	88	2,65	525	5,5	750	741	4013	3162
Eikeloh	3	10	87	2,15	620	5,1	896	862	2450	1950
Düshorn	5	11	84	1,05	547	5,5	474	413	2550	1225

- oxalatlösliches Eisen und Aluminium
- pyrophosphatlösliches Eisen und Aluminium

Die verwendeten Sandböden aus Walsrode nördlich von Hannover weisen ähnliche Körnung und pH auf, unterscheiden sich deutlich in ihrem Gehalt an C<sub>org</sub> (Tab.1). Zur alkalischen Extraktion wurden 3,2 g Boden mit 280 ml Wasser und 6 g Kationenaustauscher (Amberlite IRC 718) für 2 h geschüttelt, anschließend der Boden durch Zentrifugieren abgetrennt und entsprechend Abb.1 aufgearbeitet.



**Abb. 1: Fraktionierungsschema**

Die Bestimmung von P<sub>i</sub> und P<sub>direkt</sub> erfolgte nach MURPHY und RILEY (1962), Fe- und Al-Gehalte wurden mit AAS ermittelt. C<sub>org</sub> in Böden und Extrakten wurde nach RIEHM und ULRICH (1954) bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Tab.2:  $C_{\text{Org}}$  (mg/L) in alkalischen Extrakten vor und nach  
Ultrafiltration

	Ausgangs- extrakt	Ultrafiltration durch		
		20 000 D	5 000 D	20 000 D+PEI*
Hodenhagen	159	34	14	4
Hademsdorf	110	46	16	8

\* Zugabe von Polyethylenimin als Flockungsmittel

Aus Tabelle 2 ist ersichtlich, daß Ultrafiltration durch eine 5 000 D- Membran besser als die 20 000 D- Membran  $C_{\text{Org}}$  eliminiert, allerdings die Kombination von Polyethylenimin und 20 000 D Filtration nahezu vollständig  $C_{\text{Org}}$  abtrennt. D.h. fast sämtliches  $C_{\text{Org}}$  im Kationenaustauscherextrakt besteht aus höher molekularen Verbindungen, was in Einklang mit den Ergebnissen von DORMAAR (1974) steht.

GERKE und JUNG (1991) haben gezeigt, daß die Gehalte bei der photometrischen Direktbestimmung von  $P_i$  gegenüber der nach Ultrafiltration auf die Hydrolyse von  $P_{\text{Org}}$  aus Huminstoff- (Fe-) Al- Phosphatkomplexen zurückzuführen ist.

Tab. 3: Einfluß der Abtrennung des  $C_{\text{Org}}$  durch Ultrafiltration auf die photometrischen  $P_i$ - Gehalte im alkalischen Kationenaustauscherextrakt.

	$P_i$ direkt (mg/L)	$P_i$ nach Ultra- filtration (mg/L)	hydrolyse- labiles P (mg/kg Boden)
Hodenhagen	3,64	0,91	239
Hademsdorf	3,24	1,46	156
Eikeloh	2,71	1,83	74
Düshorn	2,51	1,26	109

In Tabelle 3 ist dargestellt, daß der Hydrolyseeffekt für Hodenhagen am stärksten ausgeprägt ist, sodaß in diesem Boden ca. 50 % des  $P_{\text{gesamt}}$  als hydrolyselabile Huminstoff- P- Komplexe vorliegen, während der Anteil für Eikeloh am geringsten ausgeprägt ist. Dieser hydrolyselabile  $P_{\text{org}}$ - Anteil wird bei P- Fraktionierungen als anorganisches P erfaßt, obwohl er an die organische Matrix gebunden, bzw. in diese inkorporiert ist. Die vorgestellte Methode ermöglicht also in Sandböden die Quantifizierung von Huminstoff- Fe- (Al-) Phosphatkomplexen. Die Anwendung auf Böden mit höherem Tongehalten ist nicht möglich, weil die P- Extraktionsausbeute von P in der Regel deutlich unter 50 % liegt, stärkere Extraktionsmittel wie z.B. 0,5 M NaOH zu Artefakten führen können.

Weiterhin ist es ungeklärt, ob alle Huminstoff- Metall- Phosphatkomplexe durch pH- Werte  $< 1$  hydrolysiert werden.

BOWMAN und COLE (1978) zeigten, daß in alkalischen Extrakten 50 % des  $P_{\text{org}}$  aus (hydrolysestabilen) Huminstoff-P-Komplexen bestand, die andere Hälfte aus definierten P- Estern.

Daraus und aus den hier vorgestellten Ergebnissen ergibt sich die Forderung, konventionelle P- Fraktionierungen hinsichtlich der Trennung von  $P_i$  und  $P_{\text{org}}$  zu überprüfen, da die Bedeutung von Huminstoff- Metall- Phosphatkomplexen dabei weitgehend ignoriert wird.

#### Literatur

- BOWMAN u. COLE (1978), Soil Sci., 125, 95  
DORMAAR (1974), Plant Soil, 41, 51  
GERKE u. JUNGK (1991), Commun. Soil Sci. Plant Anal., 22, im Druck  
GUNIJAKE u. WADA (1981), Soil Sci., 132, 347  
MURPHY u. RILEY (1962), Anal. Chim. Acta, 27, 31  
RIEHM u. ULRICH (1954), Landw. Forsch., 6, 173  
VIJACHANDRAN u. HARTER (1975), Soil Sci., 119, 119  
WELP, HERMS u. BRÜMMER (1983), Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 146, 38

**Relationships between "available" Soil P and the Foliar P-Status  
in Plantations of *Tectona grandis* (teak) in West-Africa**

Bruno Glaser und Pay Drechsel<sup>+</sup>)

**Summary**

Significant relationships were obtained between the foliar phosphorus content of *Tectona grandis* and the topsoil phosphorus contents on a broad range of soils in West African plantations of *Tectona grandis* (teak), except for soils very poor in clay or organic matter (<15% T or <1% C). Of all methods used (P-H<sub>2</sub>O, P-Mehlich, P-CAL, P-Bray-1, P-Soltanpour, P-Dabin, P-Resin, P-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, P-550°C, P-org) the method of Bray-1 ( $r=0.509^{***}$ ,  $n=63$ ) and the fraction of soil P (P-550°C) dissolved in 1n H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> after ignition at 550°C ( $r=0.548^{***}$ ,  $n=63$ ) show the best results. The latter reflects 80-90% of the organic P content. Using multiple correlation analysis we found a highly significant relationship ( $R=0.794^{***}$ ,  $R^2=0.63$ ,  $n=58$ ) between foliar P as depending variable and P-Bray (positive), the soil sand content (negative) as well as soil pH (positive).

A sufficient phosphorus supply of teak will be found at soil levels of 250 kg P-550°C per ha and 15cm ( $\approx$  120 mg/kg in topsoils free of stones) or at levels of 10 kg P-Bray per ha and 15cm ( $\approx$  5 mg/kg) in the studied area between Benin and Liberia.

THE PAPER WAS SUBMITTED TO THE "JOURNAL OF PLANT NUTRITION AND SOIL SCIENCE (Germany)".

<sup>+</sup>) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, AG Tropische Forstökologie  
Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth



**Zur Problematik der Abschätzung diffuser und punktueller Nährstoffeinträge in die obere Altmühl und den Altmühlsee**

von

GRAMATTE, M.\* und H.-G. FREDE\*\*

Der Altmühlsee wurde im Rahmen des Überleitungssystems von Altmühl- und Donauwasser in das Regnitz-Main-Gebiet angelegt. Der See wird nur von Hochwässern der oberen Altmühl gespeist. Dies geschah zum erstenmal 1985. Sehr schnell wurde das neugeschaffene Gewässer zur Freizeit- und Erholungsnutzung angenommen, aber ebenso rasch zeigten sich massive Eutrophierungerscheinungen, die insbesondere durch hohe P-Einträge bedingt sind. Zur Zeit befindet sich der See in einem hocheutrophen Zustand, so daß eine ausreichende Badequalität zeitweise in Frage gestellt ist. Bevor aber Sanierungsmaßnahmen eingeleitet werden können, müssen die Nährstoffeinträge (N und P) und insbesondere deren Herkünfte bekannt sein. Deshalb vergab das zuständige Wasserwirtschaftsamt Ansbach einen Auftrag für ein Gutachten an das Institut für Landeskultur der J-L-Ü Gießen (August 1990). Das Gutachten sollte und konnte sich nur auf vorhandene Daten und Unterlagen stützen.

Es wurden zunächst Gebietscharakteristika bestimmt, die den Nährstofftransport in die Gewässer beeinflussen:

Gewässernetz und Teileinzugsgebiete, Geologie und Böden, Morphologie, Hydrologie sowie die Nutzungsverhältnisse. Das Einzugsgebiet der oberen Altmühl besitzt eine durchschnittliche Gewässernetzdichte von 1,5 km/km<sup>2</sup> und hat insgesamt eine Größe von 523 km<sup>2</sup>, wobei 128 km<sup>2</sup> auf das Einzugsgebiet des größten Zubringers, der Wieseth, entfallen. Hinsichtlich der wichtigsten Gebietscharakteristika unterscheidet sich dieses Teilgebiet deutlich von dem der eigentlichen Altmühl. Daraus ergeben sich auch unterschiedliche Nutzungsverhältnisse:

	Gesamt	Altmühl	Wieseth
Acker (%)	44	46	38
Grünl. (%)	25	27	21
Forst (%)	26	23	36
Siedl. (%)	4,0	4,0	4,4

Für beide Hauptvorfluter liegen Tagesmittelwerte der Abflüsse und Konzentrationsmessungen in einem Intervall von ca. 10-14 Tagen vor. Allerdings repräsentieren die Meßstellen nicht das gesamte Einzugsgebiet.

\*geb. PETER; WWA Ansbach, Dürrnerstr. 2, 88 Ansbach (seit 1.6.91)

\*\* Institut für Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 63 Gießen

Im Zusammenhang mit den Siedlungsanteilen ist die Art der Abwasserbeseitigung von Interesse, woraus sich der Stoffeintrag aus punktuellen Quellen berechnen (N) bzw. kalkulieren läßt (P). Die knapp 35000 Einwohner verteilen sich auf viele kleine Ansiedlungen, die weit verstreut im gesamten Gebiet liegen. Dies bedingt eine schwierige abwassertechnische Erfassung, weshalb 36% der Bevölkerung keinen Kläranlagenanschluß besitzen oder nur an Behelfsanlagen angeschlossen sind. Die Aufteilung auf unterschiedliche Kläranlagenarten geht aus folgender Übersicht hervor:

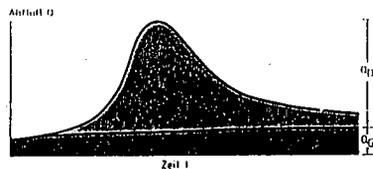
Anlagenart	Zahl	Einwohner (E)		E+EGW	
		Zahl	%	Zahl	%
Ohne An.+ Behelfsanl.	18	12397	36	12397	14
Teichanl.	16	7397	21	9735	11
1st. biol.	5	11760	34	34790	40
2st. biol.	1	3382	10	29932	35
mit P-Fäll.					
<b>Gesamt</b>	<b>40</b>	<b>34936</b>	<b>100</b>	<b>86854</b>	<b>100</b>

Trotz der niedrigen Bevölkerungsdichte von nur 67 E/km<sup>2</sup>, verursacht diese bereits eine kritische Belastung der Altmühl, da die hydrologischen Verhältnisse im Hinblick auf eine mögliche Abwasserverdünnung ausgesprochen ungünstig sind. Dies drückt sich in einem hohen E-MNQ-Verhältnis aus, was durch folgende Vergleichswerte verdeutlicht wird:

	Bevölkerungsdichte (E/km <sup>2</sup> )	E-MNQ-Verhältnis (E*s/l)
Altmühl,Ornbau	67	83
Regnitz, Hüttend.	293	95
Donau, Kelheim	113	18

<sup>1</sup> nach Oberste Baubehörde (1970)

Im Hinblick auf den See spielt der MNQ jedoch nur eine geringe Rolle, da er nur von Hochwasserabflüssen der Altmühl gespeist wird. Es mußte daher ein methodisches Vorgehen entwickelt werden, das die Stoffeinträge in die Altmühl auf der einen Seite und diejenigen in den See auf der anderen Seite darstellt. Deshalb wurde eine vereinfachte Aufteilung des Gesamtabflusses vorgenommen, die in folgendem Schema für eine Hochwasserwelle dargestellt ist.



Dg = Direktabfluß

Dg = Grundwasser-/Abwasser-abfluß

	Mio m <sup>3</sup> /a	mm/a
Gesamtabfluß	124,8	239
Grundwasser	31	60
Direktabfluß	93,8	179

Es handelt sich zum einen um den Grundwasserabfluß, welcher in den Vorflutern bereits den Abwasseranteil enthält und der daher Grundwasser-Abwasser-Abfluß genannt wird. Bei Niedrigwasser prägt er den Gesamtabfluß, fließt aber am See vorbei. Eine Belastung aus diffusen Quellen wird in dieser Abflußsituation ausgeschlossen. Zum anderen wird der Direktabfluß durch Niederschläge ausgelöst und dominiert in Hochwasserphasen. Dabei kommt neben dem Eintrag aus punktuellen auch der Eintrag aus diffusen Quellen hinzu. Der Direktabfluß wird potentiell in den See eingeleitet.

Unter diesen Gesichtspunkten wurden die Frachten mit den Daten des WWA Ansbach für Altmühl und Wieseth berechnet. Sie sind in Abb. 1 für Nitrat-N dargestellt. Im Vergleich dazu sind die gegenübergestellten Frachten aus den Siedlungsabwässern als niedrig einzustufen. Dies bedeutet, daß fast die gesamte Nitrat-N-Fracht, die in den Vorflutern transportiert wird, aus diffusen Quellen stammt (Differenz: Gesamtfracht - Gesamtabwasserfracht). In der Wieseth bewegen sich sowohl die Gesamtfrachten als auch die Grundwasserfrachten insgesamt auf höherem Niveau als in der Altmühl, obwohl die Nutzungsverhältnisse das Gegenteil erwarten lassen. Dies wird durch die durchlässigeren Böden und höhere Grundwasserabflüsse in der Wieseth bedingt. Im Altmühleinzugsgebiet bieten die meist dichten Böden gute Voraussetzungen für die Denitrifikation; auch in der Altmühl selbst begünstigen extrem geringes Gefälle und niedrige Fließgeschwindigkeiten Denitrifikationsprozesse.

Ein ganz anderes Bild ergibt sich bei den P-Frachten (Abb. 2). In der Wieseth erreichen die kalkulierten Gesamt-P-Frachten der Siedlungsabwässer ähnlich hohe Werte wie die Frachten, die für den Vorfluter berechnet wurden. Dies resultiert aus einem höheren Siedlungsanteil und einer größeren Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet. In abflußarmen Jahren wie '85 und '89 passiert nicht die gesamte eingetragene Abwasser-P-Menge die Meßstelle des Vorfluters, was auch '89 für die Altmühl gilt. Jedoch sind hier die Gesamtfrachten des Gewässers in abflußreichen Jahren deutlich höher als die P-Abwasserfrachten. Die Differenzen sind dem Eintrag aus diffusen Quellen zuzuordnen. Im Hinblick auf die Einträge in den See sind nur die Direktabflußfrachten zu betrachten, womit der relative Anteil aus diffusen Quellen steigt. Der verbleibende Anteil aus punktuellen Quellen stammt aus Regentlastungen und insbesondere aus dem Weitertransport von bei Niedrigwasser sedimentiertem Abwasser-P.

Hochgerechnet auf das gesamte Einzugsgebiet bei Ornbau ergeben sich für Gesamt-P folgende mittlere Belastungsanteile:

	punktuell		diffus	
	kg/(ha*a)	%	kg/(ha*a)	%
Gesamtfr.	0,8	74	0,28	26
Direktabfl.fr.	0,35	56	0,28	44

### Literatur

PETER, M., 1991: Nährstoffeinträge in die obere Altmühl und den Altmühlsee. Gutachten im Auftrag des WWA Ansbach, (unveröffentlicht).

NO<sub>3</sub>-Frachten in kg N/ha·a

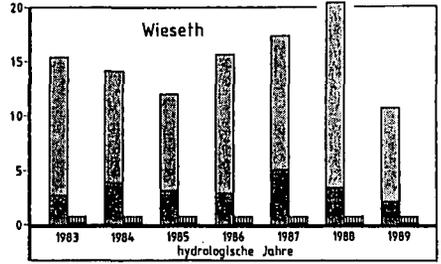
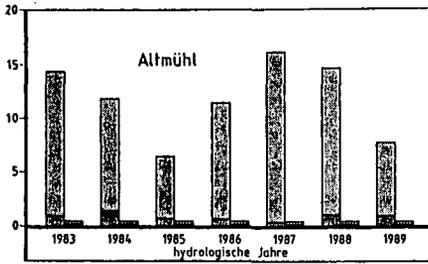


Abb.1: NO<sub>3</sub>-N-Frachten der Altmühl und der Wieseth im Vergleich zu den Frachten aus Siedlungsabwässern

Legende zu den Abb. 1 und 2

- Gesamtfracht
- Direktabflußfracht
- Grundwasser-(Abwasser-)fracht
- Gesamtabwasserfracht
- Kläranlagenfracht
- Fracht aus Behelfsanlagen und von nicht angeschlossenen Einwohnern

P-Frachten in kg P/ha·a

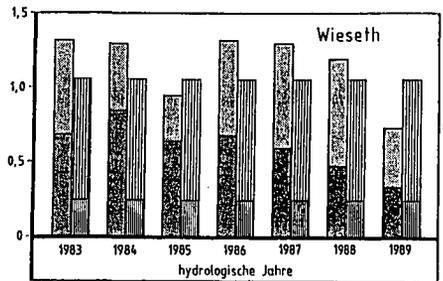
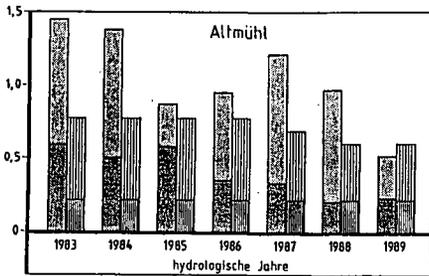


Abb.2: Gesamt-P-Frachten der Altmühl und der Wieseth im Vergleich zu den Frachten aus Siedlungsabwässern

## Über den Einfluß des Probenahmetermins auf die Schwermetallgehalte in Bodenextrakten ( $\text{CaCl}_2$ , $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , EDTA, DTPA)

von  
Gerd Hasselbach<sup>+</sup>)

### 1. Einführung

Eine Beurteilung der Schwermetall-Verfügbarkeit im Boden ist allein auf der Basis von Gesamtgehalten nicht möglich. Dafür eignen sich die Extraktionsmittel besser, welche die leicht löslichen und nachlieferbaren Schwermetalle extrahieren. Bei diesen ist über den Einfluß des Termins der Bodenprobenahme auf den Extraktgehalt noch wenig bekannt.

### 2. Material und Methoden

In einem Gefäßversuch mit Böden aus langjährigen Klärschlamm-Feldversuchen wurden von 1986 bis 1989 die Testserien **Getreide** (1986 und 1988 - Weizen; 1987 - Hafer; 1989 - Mais), **Gras** (sechs Schnitte pro Jahr) und **Gemüse** (1986 - Spinat, Buschbohnen, Radies; 1987 - Pflücksalat, Erbsen, Feldsalat; 1988 - Lauch, Möhren; 1989 - Spinat, Blattsellerie) angebaut. Aus diesen Testserien wurden zu verschiedenen Zeitpunkten Bodenproben entnommen und auf Schwermetalle untersucht. Die lösliche und leicht nachlieferbare Schwermetallfraktion im Boden wurde mit 0,1-M  $\text{CaCl}_2$  (KÖSTER und MERKEL 1982) und 1,0 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (ZEIEN und BRÜMMER 1989, Boden-/Lösungsverhältnis 1:2,5) extrahiert. Die löslichen plus mäßig bzw. insgesamt nachlieferbaren Schwermetalle wurden im DTPA-Extrakt (LINDSAY und NORVELL 1978) bzw. im EDTA-Extrakt (HORNBURG und BRÜMMER 1990) bestimmt. In den vier Versuchsjahren wurden keine weiteren Klärschlammgaben verabreicht.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 pH-Werte der Versuchsböden

In der Abb. 1 werden pH-Werte von Versuchsböden der Versuchsreihe KSn-Grünland gezeigt, die für die weitere Auswertung von Bedeutung sind. Bei den Versuchsböden handelt es sich um die Varianten "Kontrolle" und "Klärschlammgabe" (5t KS-TM/Jahr über insgesamt 16 Jahre), die zusätzlich im pH-Wert abgesenkt wurden ("Kontrolle, angesäuert" und "KS-Gabe, angesäuert"). Der Kürze der Darstellung wegen sind in der

Abb. 1: pH-Werte der Versuchsböden in Abhängigkeit vom Probenahmetermin

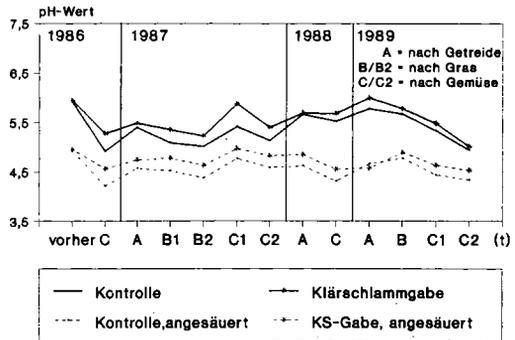


Abbildung die Ergebnisse aus den Testserien Gras, Getreide und Gemüse zusammengefaßt. In der Regel erfolgte die Bodenprobenahme nach der Vegetationsperiode ("A", "B", "B2", "C", "C2"), teilweise aber auch während der Vegetation ("B1", "C1"). Es zeigte sich, daß die pH-Wert-Schwankungen in vier Versuchsjahren relativ gering waren. Bei

<sup>+</sup>) Dipl.Ing.agr. G. Hasselbach, Institut für Pflanzenbau I, Ludwigstr. 23, 6300 Gießen

den vier Versuchsböden waren übereinstimmende Kurvenverläufe festzustellen. Die Klärschlammgabe wies bei den unversauerten sowie bei den angesäuerten-Varianten durchweg etwas höhere pH-Werte auf als die Kontrolle. Die Versuchsböden "Kontrolle, angesäuert" und "KS-Gabe, angesäuert" zeigten durchgehend ca. um eine pH-Einheit niedrigere Werte als die unversauerten Böden.

### 3.2 Schwermetall-Gesamtgehalte

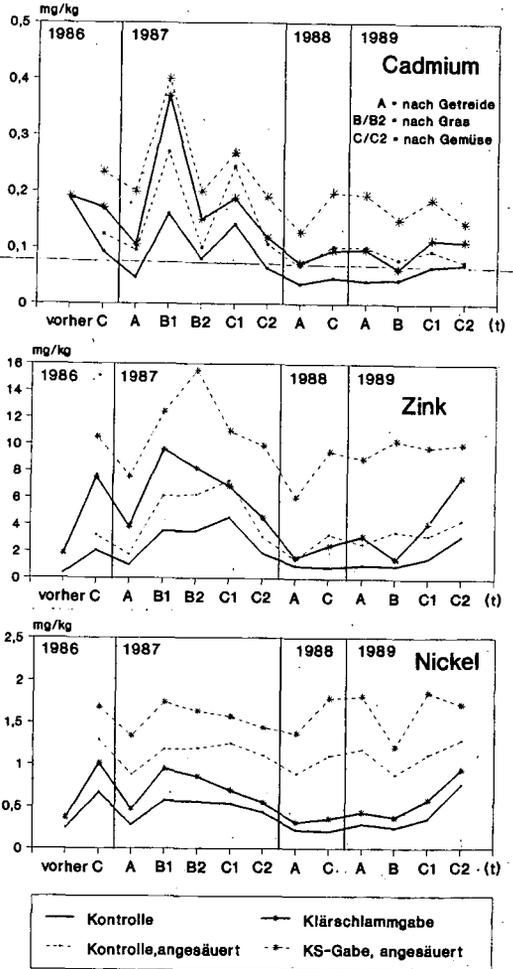
Der Vollständigkeit halber werden nachfolgend die Königswasser-Gesamtgehalte der Versuchsböden gezeigt. Die Schwermetallgehalte in den unversauerten und angesäuerten Böden waren jeweils identisch:

(in mg/kg)	Cd	Zn	Ni
Kontrolle:	0,60	55	32
KS-Gabe:	0,89	94	35

### 3.3 CaCl<sub>2</sub>-lösliche Schwermetalle

Die CaCl<sub>2</sub>-Extraktion wurde an einer Vielzahl von Bodenproben durchgeführt (Abb. 2). Für die Bodenproben vor Versuchsbeginn ("vorher") liegen nur Werte für die "Kontrolle" und die "Klärschlammgabe" vor. Nach dem ersten Versuchsjahr 1986 wurde nur die Gemüseserie (1986-"C") beprobt. Die Cadmiumausbeuten im CaCl<sub>2</sub>-Extrakt waren vor Versuchsbeginn und bei den Probenahmeterminen während der Vegetation von Weidelgras (1987-"B1") und Erbsen (1987-"C1") am größten. Dies war nicht mit einer pH-Wert-Wirkung zu erklären (vgl. Abb. 1). Nach Vegetationsende zeigten sich demgegenüber niedrigere Cadmiumgehalte, die sich nach dem 2. Versuchsjahr (s. 1987-"A", "-B2" und "-C2") auf ein Niveau einstellten, welches bis zum Versuchsende 1989 in etwa erhalten blieb. Dabei waren die Unterschiede zwischen den Testserien Getreide, Gras und Gemüse nur gering. Die Zinkgehalte im CaCl<sub>2</sub>-Extrakt waren vor Versuchsbeginn mit am niedrigsten (Abb. 2). Die Bodenproben nach Radies (1986-"C"), bei Weidelgras im 2. Versuchsjahr (1987-"B1" und "-B2"), bei Erbsen (1987-"C1") und nach Sellerie (1989-"C2") zeigten die größten Zinkausbeuten. Ansonsten waren die Zinkgehalte nach der Vegetationsperiode von Getreide, Gras und Gemüse

Abb. 2: CaCl<sub>2</sub>-Extraktgehalte in Abhängigkeit vom Boden-Probenahmetermin



niedriger. Demgegenüber waren die **Nickelgehalte** im  $\text{CaCl}_2$ -Extrakt während der vier Versuchsjahre relativ ähnlich (Abb. 2). Die Unterschiede zwischen den Testpflanzenserien waren nur gering.

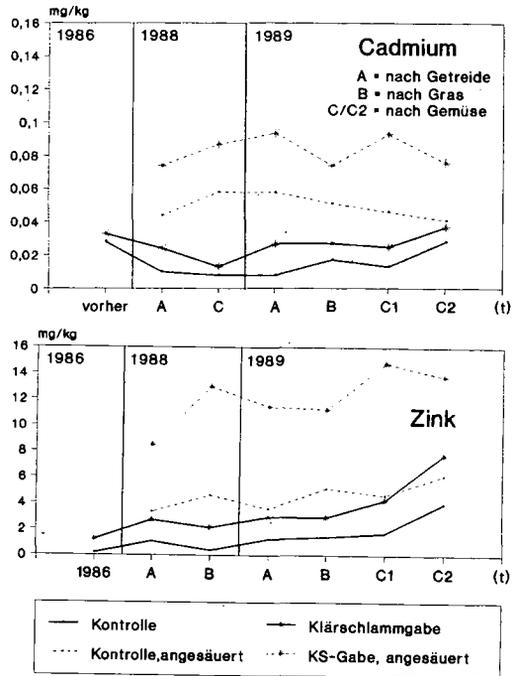
Bei Cadmium, Zink und Nickel waren im  $\text{CaCl}_2$ -Extrakt allgemein deutliche Klärschlamm- und pH-Effekte zu beobachten. Die Klärschlammdüngung erhöhte die Schwermetallgehalte in den Extrakten in jedem Fall (vgl. "Kontrolle" mit "KS-Gabe"). Die Ansäuerung der Böden zeigte besonders bei Nickel stärkere Wirkungen (vgl. "Kontrolle" mit "Kontrolle, angesäuert" und "Klärschlammgabe" mit "KS-Gabe, angesäuert").

### 3.4 $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -lösliche Schwermetalle

Mit der  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktion wurde erst ab 1988 gearbeitet. Die Abb. 3 zeigt die **Cadmium- und Zinkgehalte** von Bodenproben vor Versuchsbeginn und nach dem 3. und 4. Versuchsjahr. Die Versuchsböden und die Bezeichnungen der x-Achse stimmen mit den Abb. 1 und 2 überein. Die Cadmium- und Zinkgehalte im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt waren bei den verschiedenen Probenahmeterminen eines Versuchsbodens kaum unterschiedlich. Die Pflanzen aus den Testserien Getreide, Gras und Gemüse hatten offensichtlich nur einen unbedeutenden Einfluß auf den Extraktgehalt. Somit zeigte  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  ausgeglichener Kurvenverläufe als  $\text{CaCl}_2$ . Dabei ist jedoch zu beachten, daß hier Ergebnisse aus dem Versuchsjahr 1987 fehlen, welches bei  $\text{CaCl}_2$  größere Schwankungen aufwies. Etwas höhere  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktgehalte nach Sellerie (1989- "C2") bei den nicht angesäuerten Versuchsvarianten "Kontrolle" und "Klärschlammgabe" sind teils mit niedrigeren pH-Werten erklärbar (vgl. Abb. 1).

Die Klärschlammwirkung kam im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt bei Cadmium (trotz sehr niedriger Gehalte) und Zink deutlich und gleichmäßig heraus. Die Ansäuerung der Versuchsböden hatte wesentlich höhere Extraktausbeuten zur Folge, die bei den Probenahmeterminen ähnlich waren.

Abb. 3:  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktgehalte in Abhängigkeit vom Boden-Probenahmetermin



### 3.5 DTPA-/EDTA-lösliche Schwermetalle

Mit DTPA wurde in den beiden ersten Versuchsjahren, mit EDTA in den beiden letzten Jahren gearbeitet. Die **Cadmiumgehalte** im DTPA- und EDTA-Extrakt nahmen von Versuchsbeginn bis hin zu den späteren Probenahmeterminen deutlich ab (Abb. 4). Größere Unterschiede bei der DTPA-Extraktion waren wiederum mit Probenahmeterminen während der Vegetationsperiode von Weidelgras ("B1") und Erbsen ("C1") zu erklä-

ren. Nach der Vegetationsperiode lagen die Cadmiumgehalte bei DTPA (1987-"C2") und EDTA (alle Termine nach "vorher") auf gleichem Niveau. Bei Zink wurden im Unterschied zu Cadmium nach Versuchsbeginn höhere DTPA- und EDTA-Extraktausbeuten und geringere Unterschiede zwischen den Probenahmeterminen festgestellt.

Die Klärschlammwirkung kam bei DTPA und EDTA ebenso deutlich zum Ausdruck wie bei  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . Demgegenüber war die Wirkung der Ansäuerung auf den DTPA- und EDTA-Extraktgehalt wesentlich schwächer ausgeprägt, teilweise waren die Extraktgehalte der angesäuerten Varianten sogar niedriger.

#### 4. Abschließende Beurteilung

Der Termin der Bodenprobenahme hat einen Einfluß auf die Schwermetallgehalte in  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , DTPA- und EDTA-Extrakten. Beprobungen während der Vegetation von Erbsen und besonders von Weidelgras führten zu erhöhten Cadmium- und Zinkwerten, die mit erhöhten Feinwurzelanteilen in der Bodenprobe zu erklären sind. Nach der Vegetationsperiode waren bei Probenahmen in der Getreide-, Gras- und Gemüseserie niedrigere, gut vergleichbare Extraktgehalte festzustellen. Vor Versuchsbeginn zeigten sich bei  $\text{CaCl}_2$  und insbesondere bei DTPA-

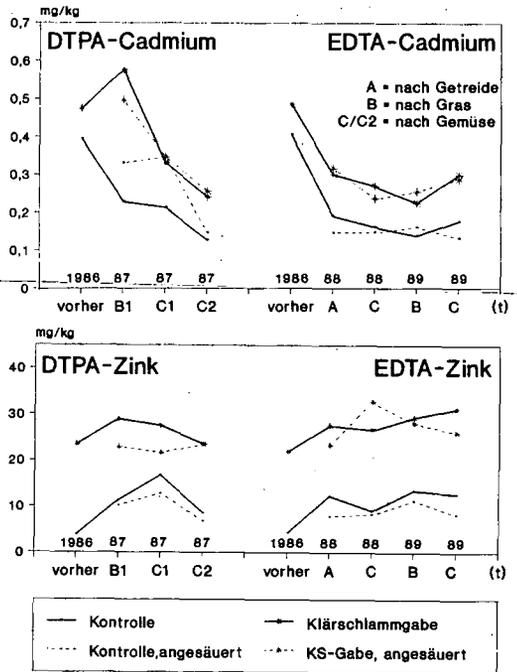
und EDTA deutlich höhere Cadmiumgehalte als nach dem zweiten, dritten und vierten Versuchsjahr. Dies ist für DTPA und EDTA nicht mit den Cadmiumentzügen der Pflanzen zu erklären, weil die Testpflanzenserien in vier Versuchsjahren jeweils deutlich weniger als 10 % des Gesamt-Cadmiums im Boden entzogen. Im Gegensatz dazu nahm die Zink-Löslichkeit in den verschiedenen Extrakten von Versuchsbeginn bis Versuchsende mehr oder weniger deutlich zu, obwohl die Testpflanzenserien in vier Jahren oft mehr als 10 % des gesamten Zinkvorrats im Boden entzogen.

Mit  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  war die bessere Schwermetall-Verfügbarkeit nach Klärschlammgaben und Ansäuerung der Versuchsböden sicher zu bestimmen. Demgegenüber erfaßte DTPA und EDTA die Schwermetallanreicherung durch die Klärschlammgaben stärker, jedoch nicht die vom pH-Wert beeinflussten Schwermetallfraktionen.

#### 5. Literatur

- Hornburg, V und G.W. Brümmer (1990): VDLUFA-Schriftenreihe 32, Kongreßband 1990, 821-826  
 Köster, W. und D. Merkel (1982): Landwirtsch. Forsch. Sh. 39, 245-254  
 Lindsay, W.L. und W.A. Norvell (1978): Soil Science Soc.Am.J., 42, 421-428  
 Zeien, H. und G. Brümmer (1989): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/1, 505-510

Abb. 4: DTPA-/EDTA-Extraktgehalte in Abhängigkeit vom Boden-Probenahmetermin



## NÄHRSTOFFDYNAMIK IN EINEM LUVIC ARENOSOL IN SÁDORE/NIGER UND DEREN EINFLUSS AUF DEN PERLHirse-ERTRAG

Hebel, A. und K. Stahr\*

### 1 STANDORT DER UNTERSUCHUNGEN

Sadoré ist in einer für den Süd-Niger typischen Hirse-Anbauregion gelegen. Perlhirse (engl. pearl millet, bot. *Pennisetum Glaucum*) ist die für die Nahrungsversorgung des Niger wichtigste Kulturpflanze.

Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge der in etwa 230m ü.NN gelegenen Forschungsstation beträgt 560 mm. Die Niederschläge (häufig Gewitterregen mit hoher Intensität) fallen fast ausschließlich in der Regenzeit von Mitte Mai bis Anfang Oktober. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 29°C.

Ausgangsgestein ist mehrere Meter mächtiger Dünensand über "Lateritkies". Die Bodenverhältnisse der in dieser Studie untersuchten Flächen werden nicht oder kaum durch Inhomogenitäten des Ausgangsgesteins beeinflusst, da man einen relativ gleichmäßig aufgebauten Dünensand beobachtet.

Der Luvic Arenosol kann als repräsentativ für die Bodenverhältnisse weitverbreiteter Hirse-Anbauflächen in SW-Niger angesehen werden.

Dieser Boden zeichnet sich insbesondere aus (WEST et al. 1984) durch:

- Nährstoffarmut,
- hohen Sandgehalt,
- Tiefgründigkeit.

### 2 UNTERSUCHUNGSZIELE UND VORGEHENSWEISE

Die Untersuchungen sollen dazu beitragen, das Verständnis für die das Hirse-Wachstum beeinflussenden Prozesse im Boden zu verbessern, insbesondere im Hinblick auf eine bodenfruchtbarkeitserhaltende und ertragstabilisierende Bewirtschaftung.

Wegen der sehr stark ausgeprägten kleinräumigen Variabilität des Hirsewachstums einerseits und des positiv den Hirseertrag beeinflussenden Effektes von als Mulch auf dem Boden belassenen Hirse-Ernterückständen andererseits (BATIONO et al. 1989) sind folgende Punkte besonders interessant:

- bodenkundliche Ursachen für die Mikrovariabilität des Hirsewachstums,
- Einfluß von Hirse-Ernterückständen auf Bodeneigenschaften.

Nach BLEY 1990 wird der Hirse-Ertrag auf Feldern unter "farmer's field conditions" in stärkerem Maße durch das Nährstoffangebot des Bodens als Wasser begrenzt. Daher wurden in dieser Studie schwerpunktmäßig bodenchemische, den Nährstoffhaushalt beschreibende Parameter untersucht.

Diese Standorte wurden nach größtmöglicher Heterogenität der ursprünglichen Brachevegetation und/oder des Hirsewachstums ausgewählt. Zur Ermittlung der Ursachen der **Mikrovariabilität** wurde kleinräumig, sowie zur Ermittlung des **Ernterückstandseffektes** wurde in Versuchspartellen mit sich mehrfach auf den Versuchsfeldern wiederholenden Ernterückstandsbehandlungen beprobt und analysiert. Es wurde in Lang- (ca. 8 Jahre) und Kurzzeit-Feldversuchen (1 bis 3 Jahre) gearbeitet.

\* Institut für Bodenkunde, Universität Hohenheim, 7 Stuttgart 70

### 3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Auf einer seit 1983 bis Ende 1989 als Brache belassenen, dann gerodeten und im Jahr 1990 als ungedüngtes Hirsefeld in Reinkultur genutzten Fläche sind von Anfang der Regenzeit 1989 bis Ende der Regenzeit 1990 auf 2 besonders produktiven ehemaligen Baumstandorten und 2 besonders unproduktiven ehemaligen Grasstandorten (Vegetation: *Merremia pinnata*, *Cenchrus biflorus* und *Aristida sieberana*) z.T. sehr starke Verluste der C- und N-Gesamtgehalte zu verzeichnen (s. Tab.1). Im selben Zeitraum sind auch Verluste beim austauschbaren Kalium und beim verfügbaren Phosphor sowie eine Erniedrigung des pH zu erkennen.

**Tab. 1: Boden- und Erntedaten ausgewählter Standorte einer Brache (1989), die anschließend als Hirsefeld (1990) genutzt wurde**

jeweils 0-10cm		Baum- standort1 Balanites Aegyptica	Baum- standort2 Combretum Glutinosum	Gras- stand- ort1	Gras- stand- ort2	ehe- mali- ger Termi- tenbau
in%	C <sub>t</sub> (A89)	0.58	0.57	0.42	0.32	0.22
	C <sub>t</sub> (E90)	0.41	0.35	0.26	0.20	0.34
	N <sub>t</sub> (A89)	0.07	0.06	0.04	0.03	0.09
	N <sub>t</sub> (E90)	0.04	0.04	0.02	0.02	0.04
pH	A89	5.6	5.9	4.8	5.1	5.7
in	E89	4.5	6.1	4.4	4.6	5.0
CaCl <sub>2</sub>	A90	4.3	5.4	4.5	4.5	5.3
	E90	4.7	5.4	4.5	4.6	4.5
P	A89	12.9	5.9	2.6	2.7	4.9
verfüg-	E89	8.4	2.6	1.8	1.5	20.5
bar,	A90	5.8	3.7	2.6	2.5	12.0
Bray-1	E90	4.9	3.0	2.4	2.2	4.8
P <sub>t</sub> in	A89	222	139	110	115	199
ppm	E90	145	140	108	93	207
ppm						
NO <sub>3</sub> -N	A90	15.8	10.0	4.6	3.0	129.1
	E90	8.8	3.8	4.9	2.7	169.0
NH <sub>4</sub> -N	A90	4.3	1.5	1.2	0.9	232.5
	E90	2.1	1.8	1.8	2.2	6.2
Kalium	A89	5.1	3.8	1.5	1.3	6.9
aust.,	E89	1.4	1.4	0.7	0.6	2.6
meq/kg	A90	2.3	2.9	1.0	1.0	11.2
	E90	1.3	2.1	0.6	0.7	1.5
K <sub>t</sub>	A89	0.18	0.14	0.12	0.11	0.17
in %	E90	0.12	0.12	0.10	0.09	0.15
Kornertrag (kg/ha)		766	1072	235	219	kein Ertrag

A-Anfang der Regenzeit

E-Ende der Regenzeit

Bei Gegenüberstellung der beiden produktiven Baumstandorte mit den beiden unproduktiven Grasstandorten zeigt sich, daß:

- die C-, N-, P- und K-Gehalte der produktiveren Standorte höher sind,  
- klare Abhängigkeiten zwischen Nährstoffangebot des Bodens und Hirse-Ertragsbildung bestehen.

Die Verringerung der Gehalte an verfügbaren Nährstoffen während des Zeitraums der Regenzeit 1990 ist bei beiden Baumstandorten infolge erhöhten Nährstoffzuges durch gut entwickelte Hirse-Pflanzen größer als bei den unproduktiven Standorten.

Trotz höheren C-, N- und P-Gehalten des Baumstandortes 1 erzielt der Baumstandort 2 einen höheren Hirse-Ertrag: Dies ist vermutlich auf ein im Vergleich zum Baumstandort 1 höheres K-Angebot und höheren pH und damit bessere Verfügbarkeit anderer Nährstoffe zurückzuführen. Ursache des höheren pH-Wertes kann die im Vergleich zu Baumstandort 1 leichter zersetzbare Streu des Baumstandortes 2 mit damit verbundener Nährstoffreisetzung sein. Ebenso ist eine durch Termiten beeinflusste Abfuhr von Nährstoffen am Baumstandort 1 vorstellbar.

Alle 4 Standorte haben nach der Rodungsmaßnahme in ihrem Nährstoffstatus innerhalb von nur 16 Monaten wesentlich verschlechtert. Die Veränderung ist am eindrucksvollsten beim Baumstandort 1 und läßt dort nach einer Anfang 1989 sehr guten Nährstoffversorgung im Jahre 1990 aufgrund einer inzwischen schlechteren Versorgung keinen Spitzenertrag mehr zu.

Völlig abweichend in ihren bodenchemischen Eigenschaften verhalten sich durch Termiten beeinflusste Standorte, die jedoch nicht sehr große Flächen in Anspruch nehmen und unregelmäßig verteilt sind. Sie sollten dennoch beachtet werden, da man zusätzlich von nicht im Feld sichtbaren rezenten oder reliktschen Einflüssen der Termiten ausgehen muß. Trotz z.T. sehr hohen Nährstoffgehalten (N, P) wurde auf dem in der Tabelle 2 aufgeführten Extremstandort wegen Bodenverdichtung (infolge Termitenbautätigkeit) kein Ertrag erzielt. Im Randbereich ohne Bodenverdichtung ist aufgrund der sehr guten Nährstoffversorgung ein besonders gutes Hirsewachstum zu verzeichnen, da Nährstoffe im Oberboden akkumuliert sind.

**Tab.2: Kurzfristige Effekte von Behandlungen mit Ernterückständen (=ER) auf Gehalte an austauschbarem Kalium und pH-Wert des Horizontes 0 bis 10cm im Jahr 1990**

Behandlungen	Kalium austauschbar in meq/kg Boden TNS				pH in $\text{CaCl}_2$ TNS				Ertrag kg/ha
	0	40	70	100	0	40	70	100	
1) ohne ER	0.45	0.41	0.35	0.36	4.1	4.2	4.2	4.0	132
2) 2t ER/ha Mulch	0.77	0.75	0.58	0.82	4.3	4.3	4.3	4.5	340
3) 6t ER/ha Mulch	1.23	n.b.	n.b.	1.21	4.4	n.b.	n.b.	4.6	585
4) 2t ER/ha verbrannt	0.76	0.75	0.52	0.61	4.2	4.3	4.2	4.3	662

TNS-Tage nach der Saat

Auf einer seit 1986 mit jeweils 2t Ernterückständen pro ha bewirtschafteten Fläche wurden Ende 1989 erneut Ernterückstände (=ER) jetzt allerdings in unterschiedlichen Mengen aufgebracht (siehe Tab. 2). In Behandlungsvariante 1 wurden keine ER aufgebracht. Das Verbrennen (Variante 4) wurde - wie bei traditioneller Bewirtschaftung üblich - kurze Zeit vor der Aussaat durchgeführt.

Die bedeutsamen Unterschiede der Kalium-Gehalte der Mulch-Varianten gegenüber der Variante "ohne ER" sind auf die Mineralisierung von ER am Anfang der Regenzeit und evtl. zum Teil durch K-haltigen Staubeintrag während der Trockenzeit bedingt.

Während des Zeitraumes der Hauptnährstoffaufnahme (40 bis 70 Tage nach der Saat) sind Abnahmen der K-Gehalte insbesondere bei Variante 4 infolge hohen Nährstoffbedarfes der Pflanzen zu verzeichnen.

Vom 70. bis 100. Tag nach der Saat kann insbesondere die Mulch-Variante 2 durch Mineralisierung an Kalium zugewinnen. Gleichzeitig erfolgt ein pH-Anstieg.

Zu Ende der Regenzeit 1990 sind die Unterschiede zwischen den 4 Varianten bei K-Gehalt und pH-Wert noch größer als zu Beginn der Regenzeit. Interessanterweise hat sich die Verbrennungs-Variante im Vergleich zu den Mulch-Varianten verschlechtert. Das deutet auf einen nur kurzfristigen, für das Jahr 1990 allerdings sehr positiven Ertragseffekt hin.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND ZUSAMMENFASSUNG

Das Nährstoffangebot des als wenig fruchtbar einzuschätzenden Luvic Arenosol muß in seiner **Dynamik** betrachtet werden, wenn man die Zusammenhänge zwischen Dauer der traditionellen Nutzung des Standortes und Degradation der Böden verstehen möchte.

Da Nährstoffvorräte und Nährstoffverfügbarkeit dieses Standortes sehr gering sind, wirken sich anthropogene Eingriffe in den Nährstoffhaushalt z.B. eine Rodungsmaßnahme oder verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen mit Hirse-Ernterückständen hier besonders deutlich aus. Die oft schnelle Veränderung des Nährstoffangebotes kann sich unmittelbar im Ertrag auswirken.

Der Zeitpunkt der Probenahme ist von erheblicher Bedeutung für die Ergebnisse der Bodenuntersuchung.

Phosphor wird als wichtigster ertragslimitierender Faktor angesehen (BATIONO et al. 1989). Jedoch können Elemente mit einer sehr intensiven "Nährstoffdynamik" wie das Kalium nach einigen Jahren landwirtschaftlicher Nutzung bei gleichzeitiger Abfuhr der Ernterückstände den Ertrag stark beeinflussen (siehe auch REBAFKA et al. 1991).

#### 5 LITERATURVERZEICHNIS

**BATIONO, A., C.P. CHRISTIANSON, and U. MOKWUNYE.** 1989. Soil fertility management of the pearl millet-producing sandy soils of Sahelian West Africa: the Niger experience. In: ICRISAT. 1989. Soil, Crop, and Water Management systems for Rainfed Agriculture in the Sudano-Sahelian Zone: proceedings of an International Workshop, 11-16 Jan 1987, ICRISAT Sahelian Center, Niamey, Niger. Patancheru, A.P.502324, India: ICRISAT.

**BLEY, J.** 1990. Experimentelle und modellanalytische Untersuchungen zum Wasser- und Nährstoffhaushalt von Perlhirse (*Pennisetum americanum* L.) im Südwest-Niger. Dissertation Universität Hohenheim.

**REBAFKA, F.-P., A. HEBEL und H. MARSCHNER.** 1991. Zufuhr von Ernterückständen erhöht die P-Düngerwirkung und verbessert die K-Versorgung von Perlhirse auf einem sauren Boden in Niger, Westafrika. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in diesem Band.

**WEST, L.T., L.P. WILDING, J.K. LANDECK, and F.G. CALHOUN.** 1984. Soil survey of the ICRISAT Sahelian Center - Niger, West Africa. College Station. Texas A&M University, USA.

Diese Arbeit entstand im Rahmen des SFB 308 "Standortgemäße Landwirtschaft in Westafrika" der Universität Hohenheim und in Zusammenarbeit mit dem ICRISAT Sahelian Center in Sadoré/Niger.

## Ertragssteigerung von Trockenreis (*Oryza sativa* L.) auf einem sauren podsoligen Boden Indonesiens durch Gründüngung, Kalkung und Beimpfung mit VA-Mykorrhiza

N. Hegarningsih, J.C.G. Ottow\*) und S. Djakamihardja.\*\*)

### Problemstellung

In Indonesien sind stark saure phosphatfixierende podsolige Böden sehr weit verbreitet (Buurman und Dai, 1976). Diese marginale Böden müssen aufgrund des steigenden Bevölkerungsdruckes zunehmend in Kultur genommen werden. Die Erträge sind gering und eine Ertragssteigerung durch jährliche mineralische Düngung ist den Bauern in der Regel zu teuer. Neben einer hohen Phosphatfixierung bedingt durch hohe Al- und Fe-Gehalte wird die Produktivität podsoliger Böden durch niedrige pH-Werte und geringe Stickstoffgehalte beeinträchtigt.

Eine Möglichkeit zur kostenextensiven, langfristigen Verbesserung der Produktivität solcher Böden ist die Zufuhr organischer Dünger (Gründüngung). In den meisten Gebieten steht ausreichend Gründüngungsmaterial (Leguminosen wie z.B. *Gliricidia* sp.) zur Verfügung. Durch Kalkung ( $\text{CaCO}_3$ ) läßt sich zwar der pH Wert erhöhen und die negative Wirkung von Aluminium deutlich vermindern, doch wird die Verfügbarkeit von P<sub>i</sub> nur unwesentlich verbessert. Zudem führt Kalk zu einer verstärkten Mineralisation der organischen Substanz und infolgedessen langfristig zu einer Verschlechterung der chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften. In den letzten Jahren wurde mehrfach über die ertragsfördernde Wirkung von Mykorrhizapilzen bei verschiedenen Kulturpflanzen berichtet. VA-Mykorrhiza können das Wachstum von Kulturpflanzen durch eine verbesserte Aufnahme von P, Mikronährstoffen und Wasser um ein Vielfaches steigern (Moawad, 1984). In der vorliegenden Arbeit wurde untersucht, ob und unter welchen Voraussetzungen eine Ertragssteigerung bei Trockenreis (*Oryza sativa* L.) auf einem sauren podsoligen Boden Sumatras erzielt werden kann.

### Material und Methoden

Die Feldversuche wurden in Taman Bogo (Lampung, Sumatra, Indonesien) auf einem sauren podsoligen Boden (Plinthic Acrisols, pH KCl = 3,9; Nt = 0,1 %; P-Bray = 7,1 g<sup>-1</sup> TB) von November 1989 bis Mai 1990 durchgeführt. Die jährlichen Niederschlagsmengen des Standortes betragen 2210-2512 mm. Die Temperaturen während des Versuchs lagen bei 23,7 - 30,6 °C und die Luftfeuchtigkeit erreichte durchschnittlich 77 - 90%. Die Versuchsanlage bestand aus acht Varianten mit vier randomisierten Wiederholungen. Die Varianten waren Kontrolle, VA-Mykorrhiza-Beimpfung (VAM), Gründüngung (GD), Kalk, GD + Kalk, VAM + GD, VAM + Kalk, VAM + GD + Kalk. Die Parzellengröße betrug 3 x 5 m. Nach der Bodenbearbeitung (Fräse) wurden die Gründungs- bzw. Kalkparzellen pro ha entweder mit 10 t feingehäckselten *Gliricidia sepium*-Blättern oder 2 t Kalk ( $\text{CaCO}_3$ ) gedüngt. 35 Tage nach der Grün- bzw. Kalkdüngung wurde eine neue, angepasste Trockenreishochertragsorte (Galur harapan Tb.26) in einem Abstand von 25 x 25 cm manuell ausgesät. Alle Parzellen

\*) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen, FRG.

\*\*) Dept. of Agronomy, Fac. of Agric. Pajajaran University, West Java, Jatinangor, Indonesia.

erhielten eine N-, P-, K-Grunddüngung von 45, 20 und 50 kg. ha<sup>-1</sup>. Vor der Aussaat der VAM-Parzellen wurde ca 5 cm unterhalb der Reiskörner ein VAM infiziertes Wurzel/Sporen/Sand-Gemisch (ca 3 g pro Pflanze) plaziert. Das VAM-Impfmateriale enthielt *Glomus intraradix*, der mit Hilfe von Maispflanzen in Flußsand angereichert wurde. Weiter wurde unmittelbar vor der Aussaat die bodenbürtigen VAM-Pilzsporen durch Wet Sieving (45 und 355 µm Siebe) bestimmt (Gerdeman und Nicolson 1963). Die Identifikation der VAM-Sporen erfolgte nach Schenk und Perez (1990) im Institut für Tropischen und Subtropischen Pflanzenbau der Universität Göttingen mit Unterstützung von Dr. A. Moawad, S. Toro und Dr. E. Sieverding.

Nach 110 Tagen wurde geerntet und der Kornertrag sowie die trohrtrockenmasse bestimmt. Der Infektionsgrad der Reiswurzeln mit VAM-Pilzen wurde zum Zeitpunkt der Ernte nach Anfärbung mit 0,01 % Säurefuchsin in Milchsäure (Philips und Hayman, 1970) und mit Hilfe von "Gridline Petridishes" nach Giovanetti und Mosse (1980) ermittelt. Die Pflanzengehalte zum Erntezeitpunkt (P, Vanadat-Molybdat-Methode, Spektrophotometer Hitachi U 3200; Cu, Zn, Fe mit AAS, Varian AA 10) wurden nach nasser Veraschung bestimmt (Koch und Moawad 1977).

## Ergebnisse und Diskussion

Kornertrag, Strohtrockenmasse, Wurzelinfektionsgrad und P-Gehalte im Reisstroh sind für die Kontrolle-, Gründüngungs-, Kalk- und VAM-Varianten in Abb. 1 dargestellt. Impfung mit *Glomus intraradix* erhöhte den Kornertrag um 46%; die Strohtrockenmasse um 66% und den P-Gehalt im Reisstroh um 33%. Mit Gründüngung konnte eine Steigerung des Kornertrags um 52%, ein Zuwachs der Strohtrockenmasse von 72 % und eine P-Zunahme im Stroh von 4% erzielt werden. Kalkung bewirkte einen Anstieg des Korn- bzw Strohertrages um 80%, bzw. 60% und eine Reduktion des P-Gehalts im Stroh um 15%. Die Kombination GD + VAM hatte auf Kornertrag und Strohtrockenmasse einen ähnlichen Effekt wie Kalkung (Zunahme um 71% bzw. 68%). Durch VA-Mykorrhiza und zusätzliche Gründüngung wurden die P-Gehalte im Stroh im Vergleich zur Kontrolle signifikant (Zunahme 33%) erhöht. Kalk + Gründüngung erbrachte bei Kornertrag, Strohtrockenmasse und P-Gehalt eine Erhöhung um 56%, 68% bzw 4% im Vergleich zur Kontrolle. Die Kombination VAM, Gründüngung und Kalk verglichen mit den vorher besprochenen Varianten ergab keinen signifikanten Ertragszuwachs. Die Wurzelinfektion der Reispflanzen wurde nur aufgrund der Inokulation mit *Glomus intraradix* signifikant erhöht. Gründüngung und Kalkung scheinen bezüglich des VAM-Wurzelinfektionsgrads offenbar keine Rolle zu spielen (Abb. 1 III).

In Tabelle 1 sind die Konzentrationen an Cu, Zn und Fe zusammengestellt. Gründüngung und Kalkung vermochten die Cu- Zn- und Fe-Gehalte im Stroh nicht zu erhöhen, während die Inokulation mit *Glomus intraradix* die Aufnahme von Cu um 71%, von Zn um 29% steigert und Fe um 8% erniedrigte. Ähnliche Tendenzen wurden bei Mais nachgewiesen (Kothari, et al., 1990). Eine positive Wirkung von VA-Mykorrhiza auf den Ertrag von Trockenreis in Feldversuchen auf podsoligen Böden wurde bisher noch nicht festgestellt.

Für die Praxis ergeben diese erste vorläufige Versuche, daß die Impfung mit VA-Mykorrhiza in Kombination mit Gründüngung durchaus als Alternative zu den konventionellen Düngungsmaßnahmen betrachtet werden kann. Allerdings sind weitere Untersuchungen auf anderen Standorten und mit verschiedenen Trockenreissorten unbedingt erforderlich. Nicht zuletzt sind Vorbereitung und Durchführung des Impfverfahrens sehr arbeitsintensiv und kaum geeignet für die Praxis.

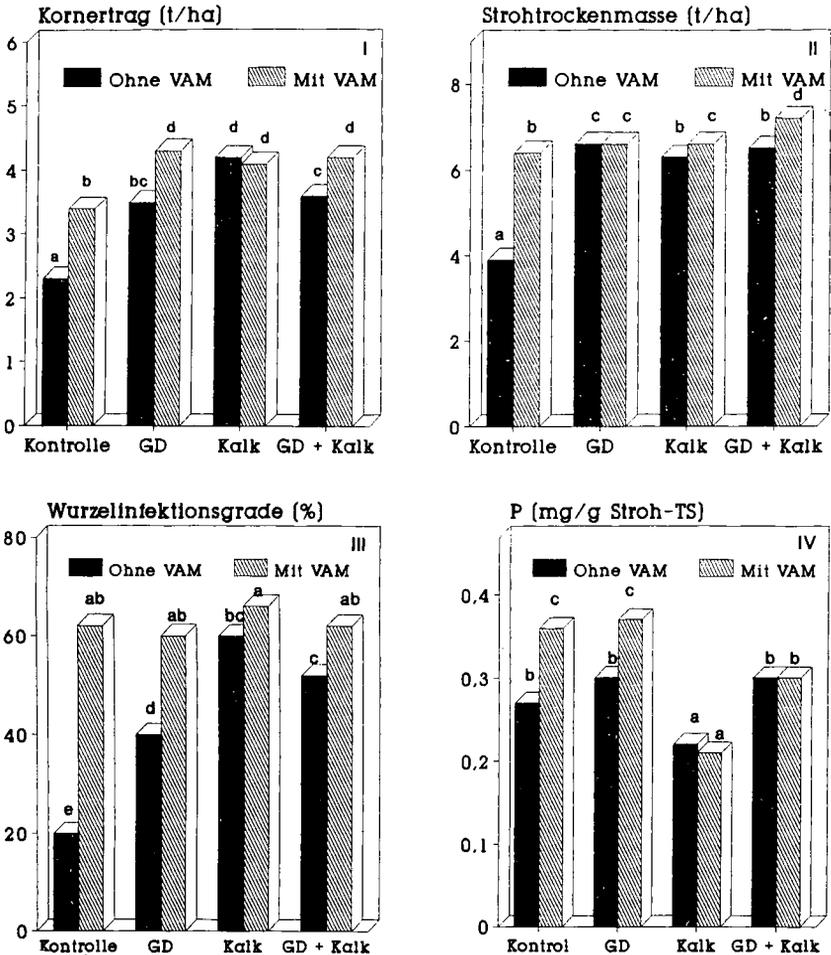


Abb. 1: Einfluß von Gründüngung (GD), Kalkung und VA-Mykorrhiza-Impfung auf Kornertrag (I), Reisstroh (II), Wurzelinfektionsgrad (III) und P-Reisstrohgehalte der Trockenreissorte Tb.26 auf einem sauren podsoligen Boden (Plinthic Acrisol) in Taman Bogo, Lampung, Sumatra, Indonesiens.

Signifikante Unterschiede ( $p = 0,5$ ) sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

Tab. 1: Einfluß der VAM-Inokulation, Gründüngung und Kalkung auf den Mikronährstoffkonzentrationen von Reisstroh der Trockenreissorte Tb.26 auf einem podsoligem Boden (Plinthic Acrisol) in Taman Bogo, Lampung, Sumatra, Indonesien (Feldversuch)

Variante *		Cu	Zn	Fe
		————— ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS) —————		
Ohne VAM	Kontrolle	12 <sup>a</sup>	41 <sup>a</sup>	430 <sup>b</sup>
	Gründüngung	10 <sup>a</sup>	45 <sup>a</sup>	358 <sup>ab</sup>
	Kalkung	10 <sup>a</sup>	43 <sup>a</sup>	363 <sup>ab</sup>
	Gründ. + Kalk	11 <sup>a</sup>	43 <sup>a</sup>	348 <sup>ab</sup>
Mit VAM	Kontrolle	16 <sup>b</sup>	58 <sup>b</sup>	395 <sup>ab</sup>
	Gründüngung	17 <sup>b</sup>	53 <sup>b</sup>	368 <sup>ab</sup>
	Kalkung	15 <sup>b</sup>	49 <sup>b</sup>	318 <sup>a</sup>
	Gründ. + Kalk	17 <sup>b</sup>	54 <sup>b</sup>	333 <sup>a</sup>

\* Signifikante Unterschiede ( $p=0,5$ ) sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (a, b)

### Danksagung

Wir danken Dr. A. Moawad, Dr. E. Sieverding und S. Toro für die Hilfe bei der Identifikation der Pilzsporen. Die Untersuchungen wurden vom Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) in Bonn finanziell unterstützt.

### Literatur

- Buurman, P. und J. Dai, 1976 : Research on Podsollic soils in central and north Lampung (Sumatra) and its bearing on agricultural development. In : Proceedings of Soil Research Institute, Bogor, Indonesia, Mulyadi, D. (ed.) : Peat and podzolic soils and their potential for agriculture in Indonesia pp.117 - 149.
- Gerdemann, J.W. und T.H. Nicolson, 1963 : Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. Trans. Br. mycol. Soc. 46, 235-244.
- Giovanetti, M. und B. Mosse, 1980 : An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. New Phytol. 84, 489-500.
- Koch, H. und A. Moawad, 1977 : Mineralstoffanalyse in Pflanzenmaterial und Mykorrhizainfektionsprüfung in Wurzeln. Institut für tropischen und subtropischen Pflanzenbau Göttingen
- Kothari, S.K., H. Marschner und V. Römheld, 1990 : Direct and indirect effects of VA mycorrhizal fungi and rhizosphere microorganisms acquisition of mineral nutrients by maize (*Zea mays L.*) in a calcareous soil. New Phytol. 116, 637-645.
- Moawad, A., 1984 : Problematik des Einsatzes der VA-Mykorrhiza für die Phosphatversorgung der Pflanzen. Kalbriefer (Büntehof) 17, 359-371.
- Phillips, I. M. und D. S. Hayman, 1970 : Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Trans. Br. Mycol. Soc. 55, 158-161.
- Schenk, N.C., und Y. Perez, 1990 : Manual for the identification of VA-mycorrhizal fungi. Synergistic Publication. Gainesville. USA.

# Vergleich der Bodenproduktivität unterschiedlich terrasserter Steilhang-Flächen in Rwanda

von

Heinzemann, J.<sup>1</sup>, B. Meyer<sup>2</sup>, H. Wildhagen<sup>2</sup>

## Einleitung

Die langfristige Erhaltung der Bodenproduktivität in den klimatisch begünstigten Höhenlagen (1500 - 2400 m) Rwandas ist eine der wichtigsten Voraussetzungen zur Versorgung der Bevölkerung (427 Einw./km<sup>2</sup> im Untersuchungsgebiet) mit Nahrungsmitteln.

Hohe Niederschlagsmengen, häufig als Starkregenfälle, und extreme Hangneigungen führen zu verstärkter Erosion und zum Verlust wertvollen Bodenmaterials.

Erosionsschutzmaßnahmen, hier zwei verschiedene Arten der Terrassierung der Steilhänge, sollen die Erosion eindämmen und die Bodenproduktivität erhalten bzw. erhöhen.

## Material und Methoden

In der Gemeinde Giciye (im Nord-Osten des Landes) wurden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, die durch Hackfeldbau bearbeitet werden, Terrassierungen der Hänge mit Neigungen zwischen 18% und 78% nach dem rwandesischen Erosionsschutzprogramm LAE (lutte-anti-érosiv) und im Rahmen eines Entwicklungshilfeprogramms der Gesellschaft für technische Zusammenarbeit IPV (Intensification de la Production Vivrière) durchgeführt.

Das Untersuchungsgebiet liegt im gemäßigten Klima des tropischen Bergregenwaldes mit 1374 mm Niederschlag pro Jahr (2 Regenzeiten: September - Dezember und Februar - Mai) und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 15,5° C, bei nur geringen Schwankungen im Jahresverlauf.

Die in der Region vorhandenen Böden sind Typische Kolluvien (Sols colluviaux), Eisenreiche Parabraunerden (Sols ferrisallitiques sans réserves calciques et lessivés), Typische Braunerden (Sols brun) und Hangpseudogleye (Sols à pseudogley).

Zur Abschätzung der Bodenproduktivität wurden Ertragserhebungen an 48 Standorten auf benachbarten Flächen, die nach den beiden Terrassierungsverfahren angelegt wurden, vorgenommen.

Ein Düngungsversuch (500 kg Rohphosphat, 12% P und 10 t Schafmist, 0,51% P, 1,65% N) mit Kartoffeln (*Solanum tuberosum*) diente zur Quantifizierung der Ertragserhebung. Auf nicht terrassierten (LAE-Terrassen im Initialstadium) und terrassierten Flächen (soeben fertiggestellte IPV-Terrassen) wurden 4 Standorte mit typischen Kolluvialböden untersucht. Für ein Leitprofil dieses Bodentyps wurden folgende Kenndaten ermittelt.

Tab. 1 Kenndaten des typischen Kolluviums

Tiefe (cm)	Körnung (%)				pH (H <sub>2</sub> O)	C %	N %	KAK mval/100 g	P ppm
	>2mm	Sand	Schluff	Ton					
0-30	4	34	55	11	5,10	2,6	0,2	19,2	10,0

## Beschreibung der Terrassierungsmethoden

### Staatlich vorgeschriebene Erosionsschutzmaßnahme LAE (lutte-anti érosiv)

- Entlang der Isohypsen werden 0,5 m breite Gräben gezogen,
- oberhalb dieser Gräben wird ein 0,5 m breiter Streifen mit *Pennisetum purpureum* bepflanzt,
- die Bodenbearbeitung mit der Hacke führt zu einem Bodenabtrag im oberen Bereich der Fläche und zu einer Akkumulation von Bodenmaterial vor den *Pennisetum*-Streifen,
- bei einer angestrebten Höhe der Terrassenböschung von 2 m erstreckt sich der Prozeß bis zur abgeschlossenen Ausbildung der Terrasse über mehrere Jahre, der Arbeitsaufwand beträgt ca. 250 AK-Tage pro ha.

### Erosionsschutzmaßnahme des IPV (petit terrassement radical)

- Vermessen und Abstecken der Flächen in vertikaler und horizontaler Richtung mit Hilfe einer Meßlatte, einer Wasserwaage und 1 m langer Stöcke,
- Separieren und Ablegen des fruchtbaren Oberbodens neben die zu bearbeitenden Flächen,
- Nivellierung des Unterbodens,
- Anlage des Stützchanges mit einer Höhe von 1 m und einem Böschungswinkel von 60°,
- 40 cm tiefes Bearbeiten des Unterbodens,
- Wiederaufbringen des Oberbodens,
- Meliorationsdüngung mit 500 kg/ha Rohphosphat,
- Bepflanzen des Stützchanges mit *Setaria sphacelata* in Abständen von 15 cm,
- der Arbeitsaufwand beträgt ca. 470 AK-Tage pro ha.

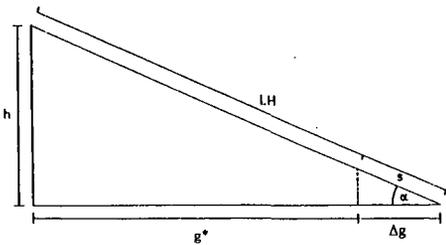


Abb. 1 Schema einer LAE-Terrasse

- LH -> ursprüngliche Länge des Hanges
- $\alpha$  -> Steigungswinkel (Hangneigung)
- $g^*$  -> Länge der verbleibenden Acker-nutzfläche (ANF)
- s -> Länge des Erosionsschutzstreifens zu Beginn der Terrassierungsmaßnahme
- $\Delta g$  -> Länge des Erosionsschutzstreifens nach Ausbildung der Terrasse (1 m)
- h -> Höhe der Terrasse (2 m)

Die verbleibende Länge der Acker-nutzfläche (ANF) in Prozent der ursprünglichen Hanglänge errechnet sich nach:

$$ANF(\%)_{LAE} = 0,5 \cdot \sin \alpha (2 \cdot \cot \alpha - \cos \alpha) \cdot 100$$

Für die Länge der verbleibenden landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) in Prozent der ursprünglichen Hanglänge errechnet sich entsprechend:

$$LNF(\%)_{LAE} = \sin \alpha \cdot \cot \alpha \cdot 100$$

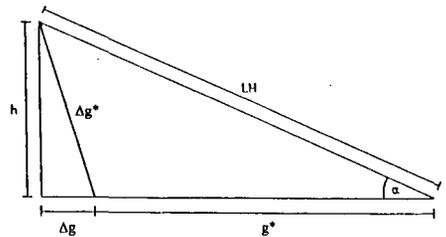


Abb. 2 Schema einer IPV-Terrasse

- LH -> ursprüngliche Länge des Hanges
- $\alpha$  -> Steigungswinkel (Hangneigung)
- $g^*$  -> Länge der verbleibenden Acker-nutzfläche (ANF)
- $\Delta g$  -> Länge der Grundfläche des Stützchanges (0,3 m)
- $\Delta g^*$  -> Länge des Stützchanges
- h -> Höhe der Terrasse (1 m)

Die verbleibende Länge der Acker-nutzfläche (ANF) in Prozent der ursprünglichen Hanglänge errechnet sich nach:

$$ANF(\%)_{IPV} = \sin \alpha \cdot (\cot \alpha - 0,3) \cdot 100$$

Für die Länge der verbleibenden landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) in Prozent der ursprünglichen Hanglänge errechnet sich entsprechend:

$$LNF(\%)_{IPV} = \sin \alpha \cdot (\cot \alpha + 0,74) \cdot 100$$

Tab. 2 Ackernutzfläche (ANF) bzw. landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF) bei unterschiedlichen Terrassierungsverfahren (in % zur nicht terrassierten Fläche).

Hangneigung	nicht terrassiert	LAE		IPV	
		LNF	ANF	LNF	ANF
10°	100%	98,5%	89,9%	111,3%	93,3%
23°	100%	92,1%	74,1%	121,0%	80,3%
40°	100%	76,6%	52,0%	124,2%	57,3%
53°	100%	60,2%	36,1%	119,3%	36,2%

Es zeigt sich ein Gewinn der Ackernutzfläche (ANF) durch die IPV-Terrassierung im Vergleich zur LAE-Terrassierungsmethode (Tab. 2). Das Bepflanzen der Stützhänge mit *Setaria sphacelata* erbringt eine Erhöhung der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) im Vergleich zur nicht terrassierten Fläche. Bei einem mittleren Steigungswinkel der Versuchsflächen von 23° sind die Flächenverluste an Ackernutzfläche der IPV-Terrassen um 6,2% geringer als die der LAE-Terrassen, der Gewinn an landwirtschaftlicher Nutzfläche beträgt sogar 28,9%.

Das LAE-Terrassierungsverfahren konnte die Erosion nicht überall verhindern.

### Ergebnisse

Die Ertragshebungen erfolgten an verschiedenen Ackerfrüchten (Bohnen, Erbsen, Sorghum, Batate, Weizen, Mais) und zeigten schwankende Werte. Der Vergleich der Relativ-Erträge über alle Erhebungsflächen erbrachte für :

LAE-Terrassierung = 100%

IPV-Terrassierung = 127%

Die statistische Auswertung zeigte, daß die Ertragsunterschiede, nicht signifikant, weder durch den Bodentyp, noch durch die Höhenlage, das Alter der Terrassen oder die Hangneigung zustande kamen. Lediglich statistisch gesicherte höhere P-Gehalte auf den IPV-Terrassen (P-Düngung ist Teil des Terrassierungsverfahrens) deuten auf eine Ertragswirksamkeit der Phosphatdüngung hin. Im Gegensatz zum LAE-Terrassierungsverfahren erfolgt bei der IPV-Terrassierungsmethode eine P-Meliorationsdüngung.

Mit Hilfe des Düngungsversuchs konnte die Ertragswirkung der Phosphatdüngung nachgewiesen werden.

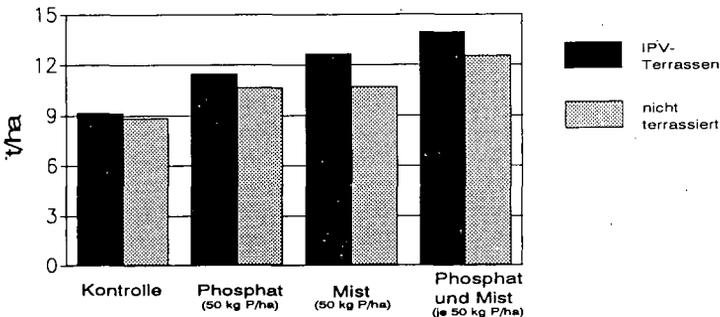


Abb. 3 Ernteerträge von Kartoffeln (*Solanum tuberosum*) angebaut auf IPV-Terrassen und nicht terrassierten Flächen (Typisches Kolluvium) in Abhängigkeit von verschiedenen Düngungsvarianten.

Der radikale Eingriff in den Bodenaufbau durch das IPV-Terrassierungsverfahren mit Oberbodenreplazierung bewirkte keinen Ertragsabfall (Abb. 3). Die P-oder/und Mist-Düngung erbrachte auf den Terrassen deutliche Mehrerträge gegenüber den nicht terrassierten Flächen.

Tab. 3 Mittelwerte der über Quotienten errechneten Ertragsunterschiede zwischen verschiedenen Düngungsvarianten für IPV-Terrassen und nicht terrassierten Flächen. Die statistische Berechnung erfolgte über das Konfidenzintervall bei einem Signifikanzlevel von 5%, \* = signifikante Unterschiede.

<b>IPV-Terrassen</b>	Phosphat	Mist	Phosphat + Mist
Kontrolle	1,28*	1,41*	1,59*
Phosphat	-	1,10	1,25*
Mist	-	-	1,14
<hr/>			
<b>nicht terrassiert</b>	Phosphat	Mist	Phosphat + Mist
Kontrolle	1,18	1,23	1,45*
Phosphat	-	1,04	1,24
Mist	-	-	1,20

Durch die Düngungsmaßnahmen konnten die Kartoffelerträge bis zu 50% angehoben werden. Auf den IPV-Terrassen waren diese Mehrerträge statistisch gesichert (Tab. 3). Eine Erhöhung der Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat durch die Düngungsmaßnahme konnte insbesondere auf den IPV-Terrassen festgestellt werden.

### Zusammenfassung

Die Flächenverluste sind, bedingt durch die beiden Terrassierungsverfahren, von der Hangneigung abhängig. Beim LAE-Terrassierungsverfahren steigen die Verluste an LNF und ANF mit zunehmender Hangneigung. Im Gegensatz dazu vergrößert sich die LNF bei der IPV-Terrassierungsmethode; außerdem nimmt die ANF bei zunehmender Hangneigung (bis 53°) weniger stark ab, als beim LAE-Terrassierungsverfahren.

Der Ertragsvergleich verschiedener Ackerfrüchte auf unterschiedlich terrassierten Flächen mit verschiedenen Ausgangsbodentypen zeigte höhere Erträge auf den IPV-Terrassen und höhere P-Gehalte im Boden.

Die P-Düngung erbrachte auf den IPV-Terrassen signifikante Mehrerträge in circa gleicher Höhe wie bei der Ertragserhebung gezeigt werden konnte. Es konnte nachgewiesen werden, daß die P-Düngung unabhängig vom Terrassierungsverfahren die ertragsbestimmende Komponente war. Ertragseinbußen durch das IPV-Terrassierungsverfahren waren innerhalb des relativ kurzen Untersuchungszeitraumes nicht feststellbar.

### Danksagung

Wir danken der Gesellschaft für technische Zusammenarbeit für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten in Rwanda. Besonderer Dank gilt A. Amtmann für die Hilfe bei der Erstellung der mathematischen Modelle zur Flächenberechnung.

## QUALITATIVE VERÄNDERUNGEN DER ORGANISCHEN BODENSUBSTANZ DURCH INTENSIVE LANDWIRTSCHAFTLICHE BEWIRTSCHAFTUNG

von  
Hempfling, R.<sup>1</sup> u. H.-R. Schulten<sup>2</sup>

Die Zusammensetzung der organischen Substanz in landwirtschaftlichen Böden als Produkt aus Zufuhr, Abbau und Immobilisierung von abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Resten sowie deren Metaboliten wird nicht nur von klimatischen und pedogenetischen Faktoren bestimmt, sondern auch durch die Form der Bewirtschaftung. Deshalb stellt sich die Frage nach dem Einfluß der Intensität landwirtschaftlicher Bodenbewirtschaftung auf die Zusammensetzung und Dynamik der organischen Substanz. Ziel dieser Arbeit war deshalb (1) das Aufzeigen von Veränderungen der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz durch intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung sowie (2) das Erfassen der Auswirkungen der festgestellten Veränderungen auf die Bodenfruchtbarkeit.

### Material und Methoden

Die untersuchten Bodenproben stammen von Schlägen der Langzeitexperimente *Puch* (bei Fürstenfeldbruck, Südbayern) und *Neuhof* (Fränkische Alb). Während der Standort *Puch* (Parabraunerde aus Lößlehm) durch extreme Unterschiede in der Bewirtschaftung (Schwarzbrache, Kartoffelmonokultur, Fruchtfolge, Grünland) gekennzeichnet ist, orientiert sich die Bewirtschaftung am Standort *Neuhof* (Braunerde-Pseudogley) mit den Fruchtfolgevarianten organisch (N/CR0, 180 dt/ha/a Stallmist, keine mineralische Düngung), organisch-mineralisch (N/CR1, 120 dt/ha/a Stallmist, 37 kg/ha/a mineralische N-Düngung), integriert (N/CR2, Stroh- und Senfgründüngung, 124 kg/ha/a mineralische N-Düngung) und intensiv (N/CR3, Stroh- und Senfgründüngung, 182 kg/ha/a mineralische N-Düngung) an der Praxis. Bedingt durch die extremen Bewirtschaftungsunterschiede in *Puch* ergeben sich sehr deutliche Unterschiede im Kohlenstoff(Corg)- und Stickstoff(Nt)-gehalt der einzelnen Schläge. Die verschiedenen Schläge am Standort *Neuhof* weisen

---

<sup>1</sup> Fresenius Consult GmbH, Forschung & Entwicklung, Im Maisel 14, D-6204 Taunusstein-Neuhof

<sup>2</sup> Fachhochschule Fresenius, Abteilung Spurenanalytik, Dambachtal 20, D-6200 Wiesbaden

nur geringe Unterschiede im Corg-gehalt und fast gleiche Nt-gehalte auf (Capriel et al., 1990; Schulten et al., 1990; Haider et al., 1991). Trotz unterschiedlicher Bewirtschaftung ist die Menge des zugeführten bzw. auf den Flächen verbliebenen organischen Kohlenstoffs für diesen Standort mit etwa 3000 kg/ha/a vergleichbar (Haider et al., 1991).

Die verschiedenen Bodenproben wurden mit direkter Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) und Pyrolyse-Gaschromatographie/Massenspektrometrie untersucht. Eine Zusammenstellung der identifizierten thermischen Abbauprodukte sowie deren Zuordnung zu einzelnen Verbindungsklassen im Boden findet sich bei Hempfling et al. (1989), Hempfling und Schulten (1991) sowie Schulten und Hempfling (1992).

## **Ergebnisse und Diskussion**

Bereits eine erste visuelle Prüfung der erhaltenen Thermogramme und Py-FI Massenspektren von Proben unter extrem unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen zeigt deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der organischen Substanz. Um objektiv beurteilen zu können, inwieweit die Vielzahl der ermittelten Daten Unterschiede in der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz einzelner Bewirtschaftungsformen erfassen, erfolgte eine Auswertung mit Hilfe statistischer Verfahren wie Hauptkomponenten- und Clusteranalyse. Die Eingangsgröße für diese Auswertung ist die Intensität und Reproduzierbarkeit einzelner Massensignale als Parameter für die qualitative Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz. Die Klassifizierung der Proben durch die aus den jeweiligen FI-Massenspektren (4 Spektren pro Bewirtschaftungsform) berechneten Ladungen der ersten gegen die zweite Hauptkomponente erlaubt eine eindeutige Unterscheidung der Proben auf der Grundlage der Zusammensetzung der organischen Substanz auf molekularer Basis. Als bestimmende Verbindungsklassen für diese Trennung erweisen sich Kohlenhydrate, Ligninbausteine, Alkylbenzole, Aliphaten und Stickstoffverbindungen (Schulten et al., 1990; Schulten und Hempfling, 1992).

In Kombination mit den komplementären biochemischen und mikrobiologischen Daten (Haider et al., 1991) verdeutlichen die Unterschiede in der molekularen Humuszusammensetzung, daß unter intensiver Bewirtschaftung weniger Ausgangsmaterial primärer Ressourcen in die Humusmatrix eingebaut wird und damit ein geringerer Anteil an leicht mineralisierbaren Verbindungen vorliegt. Dies konnte u.a. auch durch die positive Korrelation der Corg-gehalte der untersuchten Proben mit den summierten Intensitäten typischer FI-Signale von Kohlenhydraten belegt werden (Schulten et al., 1990). Die Klassifizierung auf der Datenbasis der Py-FIMS Ergebnisse stimmt mit Bestimmungen der mikrobiellen Biomasse gut überein, konnte allerdings mit den Ergebnissen der Elementaranalysen und der naßchemischen Untersuchungen nur zum Teil nachvollzogen werden.

Neben einer Vielzahl von positiven Korrelationen von Massensignalintensitäten mit quantitativen Parametern wie Corg und Nt existieren auch verschiedene negative Korrelationen. Insbesondere die Intensitäten der FI-Signale von Pyrrol und Pyridin sind für die Proben des Standortes *Puch* negativ mit Nt korreliert ( $r = -0,97$ ). Dies zeigt, daß im Boden Stickstoffverbindungen existieren, welche sich relativ anreichern, obwohl der Gesamtstickstoffgehalt abnimmt. Pyrrol und Pyridin sind zwar als thermische Abbauprodukte von Aminosäuren, Peptiden und Proteinen bekannt, doch trifft diese negative Korrelation mit Nt für weitere thermische Abbauprodukte von Proteinen wie Anilin, Benzonitril, Indol, Benzylcyanid und Methylindol nicht zu. Dieser Hinweis auf andere Quellen sowie die vorliegenden Signalmuster lassen folgern, daß Pyrrol und Pyridin bereits als solche kovalent gebunden im Humus vorliegen. Demnach läßt sich die gefundene negative Korrelation mit einer relativen Anreicherung von heterozyklischen Stickstoffverbindungen im Boden unter intensiver Bewirtschaftung erklären. Am Standort *Neuhof* zeigt sich diese negative Korrelation zwar nicht, da sich die Gesamtstickstoffgehalte kaum unterscheiden, doch ergibt sich eine deutliche Zunahme des heterozyklischen Stickstoffs mit der Bewirtschaftungsintensität (siehe Abbildung). Die relative Zunahme heterozyklischer Stickstoffverbindungen geht mit der Abnahme des Cmic/Corg-Verhältnisses sowie der Abnahme des Anteils an mineralisierbarem Stickstoff (Haider et al., 1991) einher.

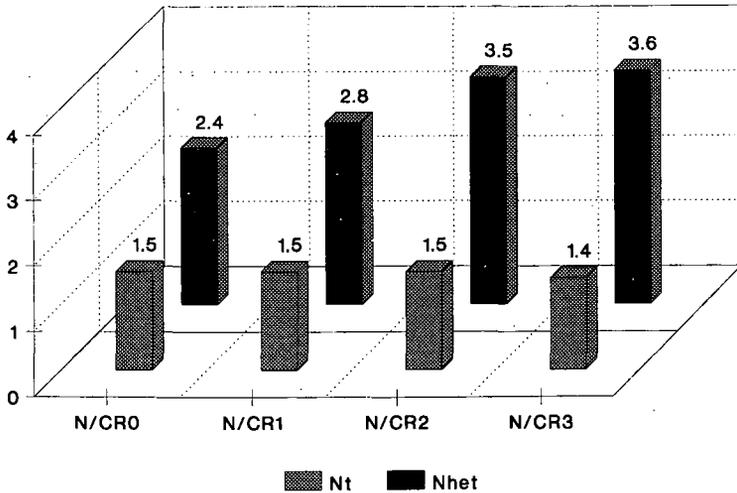
Die Anreicherung heterozyklischer Stickstoffverbindungen läßt sich als Folge des reduzierten Einbaus primärer Ressourcen in die organische Bodensubstanz erklären. Nach Follett und Schimel (1989) nimmt durch intensive Bewirtschaftung die Fähigkeit des Bodens mineralischen Stickstoff zu immobilisieren und zu konservieren ab, da nur wenig verfügbarer Kohlenstoff für das Mikrowachstum vorliegt. Die Verminderung der Gehalte an mikrobieller Biomasse vermindert gleichzeitig die Fähigkeit Mineralstickstoff im internen Kreislauf zu halten und führt somit zu der aufgezeigten relativen Anreicherung heterozyklischer Stickstoffverbindungen.

## Schlußfolgerungen

1. Intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung führt zu reduziertem Einbau pflanzlicher Ausgangsmaterialien in die organische Bodensubstanz.
2. Dieser reduzierte Einbau vermindert die Fähigkeit des Bodens mineralischen Stickstoff mikrobiell zu immobilisieren und in verfügbarer Form zu konservieren.
3. Die Zusammensetzung der organischen Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden beeinflusst den internen Stickstoffzyklus und damit die Festlegung bzw. das Auswaschungspotential von Mineralstickstoff.
4. Diese Zusammenhänge verdeutlichen die Bedeutung der Zusammensetzung bzw. der Qualität der organischen Bodensubstanz für die Bodenfruchtbarkeit.

## Abbildung

Gesamtstickstoffgehalte (Nt in mg/g) und relative Anteile heterozyklischer Stickstoffverbindungen (Nhet in % Totalionenstrom) für die verschiedenen Bewirtschaftungsformen am Standort *Neuhof* (Mittelwerte 1987/88)



## Danksagung

Die Arbeiten wurden teilweise vom BMFT im Rahmen eines Verbundprojektes (0339053A) finanziell unterstützt.

## Literaturverzeichnis

- Capriel, P., T. Beck, H. Borchert und P. Härter (1990): Relationship between soil aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 415-420.
- Follett, R.F. und D.S. Schimel (1989): Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1091-1096.
- Haider, K., F.F. Gröbblinghoff, T. Beck, H.-R. Schulten, R. Hempfling, H.D. Lüdemann (1991): Influence of soil management on the organic matter structure and the biochemical turnover of plant residues. In: Wilson et al. (Hrsg.), *Advances in soil organic matter research: the impact of agriculture and the environment*, Redwood Press Ltd, Melksham, S. 79-91.
- Hempfling, R. und H.-R. Schulten (1991): Pyrolysis-(gas chromatography/) mass spectrometry of agricultural soils and their humic fractions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, im Druck.
- Hempfling, R., H.-R. Schulten und K. Haider (1989): Einfluß landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die organische Bodensubstanz: Identifizierung molekularer Untereinheiten durch Pyrolyse-Massenspektrometrie. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/1, 575-580.
- Schulten, H.-R. und R. Hempfling (1992): Influence of agricultural soil management on humus composition and dynamics, eingereicht.
- Schulten, H.-R., R. Hempfling, K. Haider, F.F. Gröbblinghoff, H.-D Lüdemann, R. Fründ (1990): Characterization of cultivation effects on soil organic matter. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 153, 97-105.

## Einfluß von organischer Düngung und Fruchtfolge auf Umsatz und Eigenschaften der organischen Bodensubstanz

von

H. Hersemann\*

### Einleitung

Wie aus einer Vielzahl von in der Literatur beschriebenen Beobachtungen und Versuchen hervorgeht, wird der Gehalt an organischer Substanz im Boden in erster Linie durch die Art der Landnutzung (Acker, Grünland, Wald) bestimmt. Aber auch durch die Gestaltung der Fruchtfolge und durch organische und mineralische Düngungsmaßnahmen läßt sich der Humusgehalt in bestimmten Grenzen beeinflussen.

Mit der Bestimmung des Humusgehaltes allein ist jedoch noch nichts über seine qualitativen Eigenschaften gesagt. Eine qualitative Charakterisierung des Humus dürfte aber zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit von großer Bedeutung sein.

### Material und Methoden

Im Rahmen des von der EG geförderten Forschungsverbundvorhabens "Land Use - Soil Degradation" wurden Böden aus fünf verschiedenen Langzeitversuchen im Hinblick auf Gehalt und Eigenschaften der organischen Bodensubstanz untersucht (Tab. 1). Genauere Angaben über die Versuche finden sich bei AHL (1984) und HERSEMANN (1985).

Tab. 1: Herkunft der untersuchten Böden und Art der Versuchsvarianten

#### 1. Rothamsted (England)

*Barnfield (seit 1843):* ungedüngt, PK, Stallmist

*Hoosfield (seit 1852):* ungedüngt, NPK, Stallmist bis 1871, Stallmist

*Broadbalk (seit 1843):* ungedüngt, NPK, Stallmist, "wilderness"

#### 2. Nordost-Polder (Niederlande, seit 1953): NPK, Feldgras, Gründüngung

#### 3. Gembloux (Belgien, seit 1958): NPK, Stallmist, Stroh, Gründüngung

#### 4. Bonn-Meckenheim (BR Deutschland, seit 1960): NPK, Stallmist, Stroh, Faulschlamm

#### 5. Puch (BR Deutschland, seit 1953): 3-Felderwirtsch., Kart. mit und ohne Stallmist, Getreide, Wiese, Grün- und Schwarzbrache

Das Ziel der Untersuchungen war die Charakterisierung der organischen Substanz der o. g. Böden mit Hilfe einer humuschemischen Methodenkombination (SALFELD u. SÖCHTIG 1975) und zweier Bebrütungsverfahren (BARTHOLOMEW u. BROADBENT 1949, SAUERBECK 1966 und KEENEY 1982). Untersuchungen wurden dabei durchgeführt am *Gesamtboden* ( $C_{org}$ ,  $N_T$ ), an *alkalischen Extrakten* (Humin- und Fulvosäuren, Bestimmung der optischen Eigenschaften im sichtbaren Bereich) und an *Hydrolysaten* (Kohlenhydrate, organische N-Formen). Die Bebrütungsverfahren dienten der Messung der *N-Mineralisierbarkeit* ( $N_{m\ddot{o}b}$ ) nach anaerober Inkubation und zur Bestimmung der  $CO_2$ -Freisetzung im Labor.

### Ergebnisse

Neben der erwarteten Zunahme der Gehalte an organischem Kohlenstoff (als Maß für den Humusgehalt) und an Gesamtstickstoff (Abb. 1) nach organischer Düngung bzw. humuschonender Bewirtschaftung wurde teilweise eine Tendenz zur Erweiterung des C/N-Verhältnisses mit steigendem  $C_{org}$  gehalten beobachtet, deutlich in Rothamsted, weniger in den übrigen Versuchen (Abb. 2).

\* Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, D-2300 Kiel

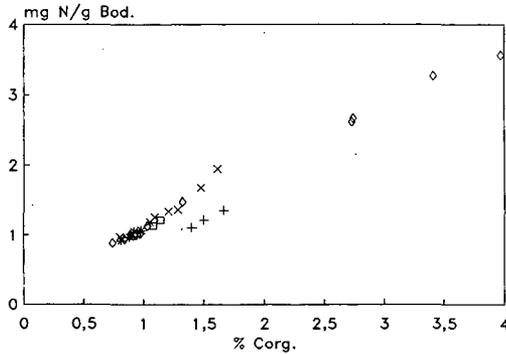


Abb. 1: Gehalte an organischem Kohlenstoff (C<sub>org</sub>) und Gesamtstickstoff (N<sub>t</sub>)

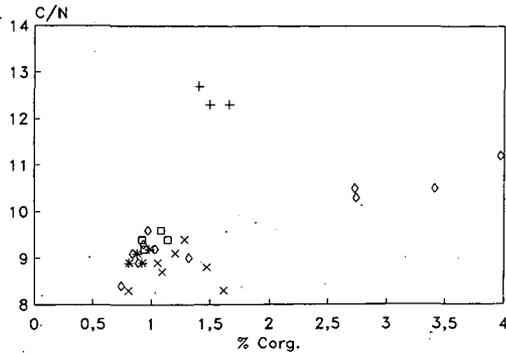


Abb. 2: C/N-Verhältnis in Abhängigkeit vom Gehalt an C<sub>org</sub>

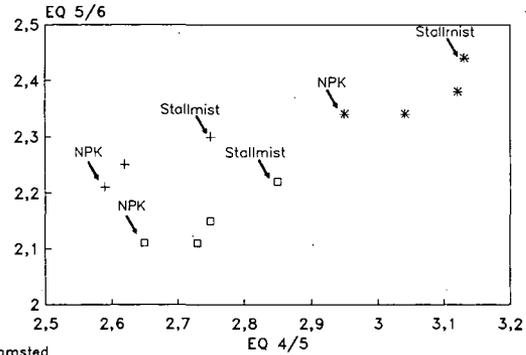


Abb. 3: Extinktionsquotienten EQ 4/5 und EQ 5/6 des Pyrophosphat-Natronlauge-Extraktes für drei Versuchsstandorte

- ◇ Rothmsted
- + NO-Polder
- \* Gembloux
- Bonn
- × Puch

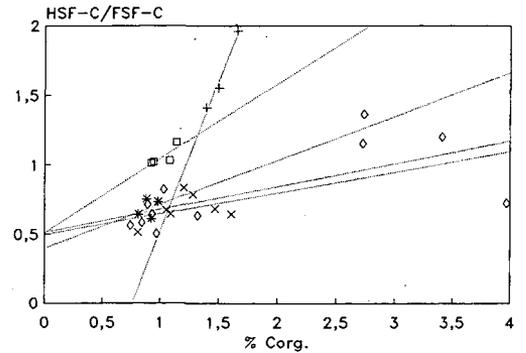


Abb. 4: Huminsäure/Fulvosäure-Verhältnis (gebildet aus den Kohlenstoffgehalten der jeweiligen Fraktion) und C<sub>org</sub>

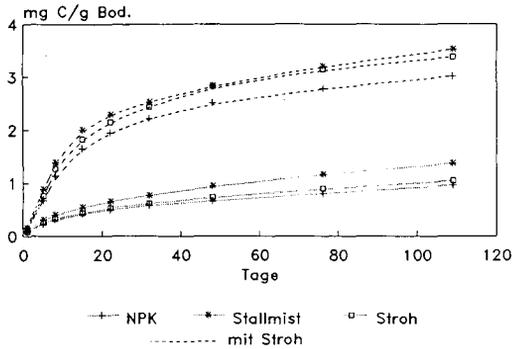


Abb. 5: CO<sub>2</sub>-Freisetzung im Versuch Bonn (Bebrütung bei 25°C und 45 % WK<sub>max</sub>)

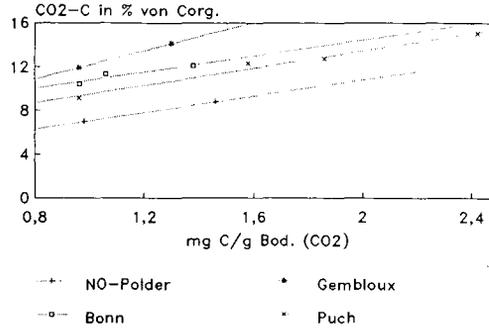


Abb. 7: Freigesetztes CO<sub>2</sub> in Abhängigkeit vom Gehalt an C<sub>org</sub>

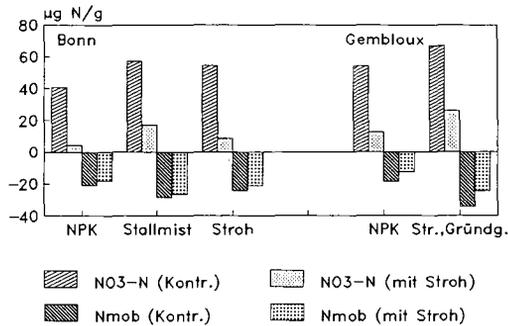


Abb. 6: Änderung der Gehalte an Nitrat und mineralisierbarem N (N<sub>mob</sub>) während der CO<sub>2</sub>-Messung (Bonn und Gembloux)

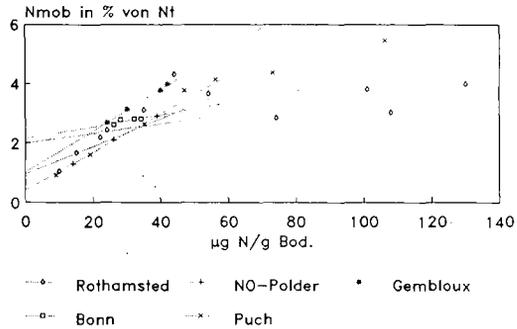


Abb. 8: Gehalte an mobilisierbarem Stickstoff (N<sub>mob</sub>) in Abhängigkeit vom N<sub>t</sub>-Gehalt

Bei der Betrachtung der Extinktionsquotienten (geben die Steigung der Spektren im sichtbaren Bereich bei 400 bis 600 nm an) fällt zunächst die Gruppierung nach Standorten auf (Abb. 3). Aber innerhalb dieser Gruppen weisen jeweils die Stallmistvarianten die höchsten Werte und die NPK-Varianten die niedrigsten Werte auf. Dieses deutet auf höhere Anteile weniger humifizierten Materials in den Extrakten der organisch gedüngten Böden hin. Ebenso verändert sich das Huminsäure/Fulvosäure-Verhältnis mit steigenden Humusgehalten in allen Versuchen zugunsten der Huminsäuren (Abb. 4) und weist somit ebenfalls auf eine Abhängigkeit von pflanzenbaulichen Maßnahmen hin.

Die Messung der CO<sub>2</sub>-Freisetzung (Abb. 5) läßt ebenfalls den Einfluß von organischen Düngemaßnahmen erkennen: Sowohl in der Kontrolle als auch nach Strohzusatz wurde in der Stallmistvariante des Versuches Bonn die höchste CO<sub>2</sub>-Freisetzung gemessen, was auf verstärkte biologische Aktivität hindeutet. Das gleiche Verhalten wird hinsichtlich der Gehalte an mineralisierbarem Stickstoff beobachtet.

Vergleicht man nun die Nitratbildung während der aeroben Bebrütung und die Entwicklung der Gehalte an mineralisierbarem N (N<sub>mob</sub>) vor und nach der Bebrütung, so zeigt sich, daß auch nach Strohzugabe noch eine Nettomineralisation stattfand, aber auch wieder abhängig von der Düngung (Abb. 6). In der Kontrolle ist die Abnahme an N<sub>mob</sub> geringer als die Zunahme an Nitrat-N, und nach Strohzugabe ist die Abnahme an N<sub>mob</sub> geringer als in der Kontrolle.

Die schon erwähnte vermehrte Freisetzung von CO<sub>2</sub> und die Zunahme an mineralisierbarem Stickstoff (N<sub>mob</sub>) bei durch die Bewirtschaftung hervorgerufenen höheren Humusgehalten steigt nicht nur absolut sondern überproportional an (Abb. 7 und 8). Dies ist ein Hinweis dafür, daß durch die Bewirtschaftung vor allen Dingen die umsetzbaren Anteile der organischen Substanz ("Nährhumus") beeinflußt werden.

## ZUSAMMENFASSUNG

Die durch unterschiedliche Bewirtschaftung (organische Düngung, Fruchtfolge) in Langzeitfeldversuchen hervorgerufenen Unterschiede in den Gehalten an organischer Substanz wurden mit humuschemischen Methoden und verschiedenen Bebrütungsverfahren näher untersucht. Die Ergebnisse lassen qualitative Unterschiede erkennen, so ist z.B. der Spektrungsverlauf der alkalischen Extrakte ein Hinweis für das Vorhandensein von weniger humifiziertem Material in den organisch gedüngten Varianten. Die Umsetzbarkeit der organischen Substanz, gemessen als CO<sub>2</sub>-Freisetzung und N-Mineralisierbarkeit, steigt mit höheren Humusgehalten überproportional an.

## Literatur

- AHL, C. (1984): Veränderungen der Art und Menge der organischen Substanz in der Ackerkrume von Langzeit-Feldversuchen, gemessen an einigen physikalischen und chemischen Parametern. - Dissertation Göttingen.
- BARTHOLOMEW, W. V. und BROADBENT, F. E. (1949): Apparatus for control of moisture, temperature and air composition in microbiological respiration experiments. - Soil Sci. Soc. Am. Proc. **14**, 156-160.
- HERSEMANN, H. (1985): Veränderungen der Art und Menge der organischen Substanz in der Ackerkrume von Langzeit-Feldversuchen, gemessen an einigen chemischen und biologischen Parametern. - Dissertation Göttingen.
- KEENEY, D. R. (1982): Nitrogen-availability indices. - In: Methods of soil analysis, 2. Chemical and microbiological properties. 2nd Ed. by A.L. Page et al., Agronomy 9, Am. Soc. of Agron., Madison (Wisc.), 711-733.
- SALFELD, J.-C. und SÖCHTIG, H. (1975): Proposals for the characterization of soil organic matter as an approach to understand its dynamics. - FAO-Soils Bulletin **27**, 71-81.
- SAUERBECK, D. (1966): Über den Abbau <sup>14</sup>C-markierter Substanzen im Boden und ihren Einfluß auf den Humusgehalt. - Habil.-Schrift Bonn.

Für die Bereitstellung der Bodenproben sei den Versuchsanstellern gedankt.

## Schwermetall-Verfügbarkeit und -Transfer in Abhängigkeit von pH und Stoffbestand der Böden

von

Hornburg, V.<sup>1)</sup> und G.W. Brümmer<sup>2)</sup>

Die Löslichkeit und Verfügbarkeit von Schwermetallen (SM) in Böden wird sowohl von element- und pflanzenspezifischen Parametern als auch von bodenspezifischen Eigenschaften bestimmt. In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluß unterschiedlicher pH-Werte, SM-, Humus- und Tongehalte in Böden auf die SM-Verfügbarkeit durch Ermittlung einfacher und multipler Korrelationen sowie durch Berechnung von Transfer-Quotienten und Transfer-Funktionen untersucht.

**MATERIAL und METHODEN:** In den 158 untersuchten Bodenproben umfassen die wichtigsten Bodenhauptkennwerte ein Spektrum von pH-CaCl<sub>2</sub> 2,6 - 7,6, Corg. 0,5 - 32% , Ton 2,5 - 41% und Carbonat 0 - 18%. Als Pflanzenmaterial erwiesen sich **Weizenkorn (Wk, 122 Proben)** und **Selle-rieknolle** (11 Proben) aufgrund des relativ starken Aneignungsvermögens dieser Pflanzen für Cd als besonders geeignet. Ferner wurde **Gras** (8 Proben) von Grünland- sowie **Gras plus Kraut** (12 Proben) von Waldstandorten untersucht. Neben der Bestimmung der Cd-, Zn-, Mn-, Cu- und Pb-Gesamtgehalte der Pflanzen- und Bodenproben wurden die EDTA-, DTPA- und CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren sowie die im Bodensättigungsextrakt (BSE) löslichen SM-Gehalte bestimmt (2).

## ERGEBNISSE

### Extraktionsmethoden zur Kennzeichnung der Cd-, Zn- und Mn-Gehalte im Weizenkorn (Wk)

Von den untersuchten Extraktionsmethoden sind allein der CaCl<sub>2</sub>- und Bodensättigungsextrakt, in geringerem Maße auch der DTPA-Extrakt, in der Lage, eine mit den Cd-, Zn- und Mn-Gehalten im Wk korrelierte SM-Menge (SM-BSE:  $r = 0,86$  bzw.  $0,63$  bzw.  $0,76$ ; SM-CaCl<sub>2</sub>:  $r = 0,75$  bzw.  $0,60$  bzw.  $0,66$ ; SM-DTPA:  $r = 0,75$  bzw.  $0,59$  bzw.  $0,29$ ) hinreichend genau zu extrahieren (1, 2, 4). Für Cu und Pb wurden keine signifikanten Korrelationen zwischen den Gehalten im Wk und im CaCl<sub>2</sub>-Extrakt bzw. BSE festgestellt.

Durch multiple Regressionsrechnungen lassen sich jedoch die Beziehungen zwischen den Gehalten an Cd bzw. Zn im Wk und den Gehalten an Cd- bzw. Zn-CaCl<sub>2</sub> durch den Einfluß der Bodenreaktion (+) bei Cd bzw. Zn, des Humusgehaltes (+) bei Cd und des Tongehaltes (-) bei Zn sowie des EDTA-extrahierbaren Cu-Gehaltes (-) bei Cd deutlich verbessern:

$$(1) \log \text{Cd-Wk} = 0,904 \log \text{Cd-CaCl}_2 + 0,207 \text{pH} - 0,261 \log \text{Cu-EDTA} + 0,195 \text{Corg.}(\%) - 1,102;$$

$$N = 122; r = 0,86***; (\text{Gehalte in mg/kg Tr.S.})$$

$$(2) \log \text{Zn-Wk} = 0,177 \log \text{Zn-CaCl}_2 + 0,068 \text{pH} - 0,164 \log \text{Ton}(\%) + 0,373 \text{Corg.}(\%) + 1,322;$$

$$N = 122; r = 0,83***; (\text{Gehalte in mg/kg Tr.S.})$$

Als wichtigste, die Mn-Gehalte im Wk bestimmende Einflußgröße geht nach den Ergebnissen der multiplen Korrelationsanalyse der pH-Wert hervor:

$$(3) \log \text{Mn-Wk} = - 0,192 \text{pH} + 2,668; N = 121; r = - 0,81***; (\text{Gehalte in mg/kg Tr.S.})$$

Mit  $r = - 0,81$  weisen die Mn-Gehalte im Wk eine deutlich engere Beziehung zur Bodenreaktion auf als zu den CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren ( $r = 0,66$ ) bzw. BSE-löslichen ( $r = 0,76$ ) Mn-Gehalten.

In multiplen Regressionen können bei Berücksichtigung der Bodenreaktion (pH 4,5 - 7,6) auch zwischen den Cd- bzw. Zn-Gehalten im Wk und Cd- bzw. Zn-Vorratsgrößen (SM-gesamt, SM-EDTA,

<sup>1)</sup> Geologisches Landesamt NW, De-Greiff-Str. 195, 4150 Krefeld

<sup>2)</sup> Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

SM-DTPA) der Böden enge Beziehungen hergestellt werden. Die für diese Korrelationen erhaltenen multiplen r-Werte übersteigen mit r bis 0,81 bei Cd bzw. r bis 0,74 bei Zn deutlich die einfachen r-Werte der Beziehungen zwischen den Gehalten an Cd- und Zn-Wk und Cd- ( $r = 0,75$ ) und Zn-CaCl<sub>2</sub> ( $r = 0,60$ ).

(4)  $\log \text{Cd-Wk} = 0,646 \log \text{Cd-EDTA} - 0,169 \text{pH} + 0,254$ ;  $N = 122$ ;  $r = 0,81^{***}$ ; (Gehalte in mg/kg)

(5)  $\log \text{Cd-Wk} = 0,619 \log \text{Cd-DTPA} - 0,127 \text{pH} + 0,133$ ;  $N = 122$ ;  $r = 0,81^{***}$ ; (Gehalte in mg/kg)

(6)  $\log \text{Zn-Wk} = 0,247 \log \text{Zn-DTPA} - 0,079 \text{pH} + 1,851$ ;  $N = 122$ ;  $r = 0,74^{***}$ ; (Gehalte in mg/kg)

Damit können im pH-Bereich 4,5 - 7,5 Schwellenwerte für Cd- und Zn-Gehalte in Böden in bezug auf definierte Cd- und Zn-Gehalte im Wk abgeleitet und nomographisch dargestellt werden (2, 3, 4). Bei Mn bestimmt auch in multiplen Korrelationen allein das pH der Böden signifikant die Mn-Gehalte im Wk Für die Cu- und Pb-Gehalte im Wk ergeben sich auch bei Berücksichtigung der Bodenreaktion keine signifikanten Beziehungen zum Cu- bzw. Pb-Vorrat der Böden.

Die Ergebnisse machen deutlich, daß die Cd-, Zn- und Mn-Gesamtgehalte in Ackerböden für sich allein nur sehr grobe Hinweise zur ökologischen Wirksamkeit von Cd, Zn und Mn in Böden geben. Eine bessere Beurteilung der SM-Verfügbarkeit, wie auch der gesetzlich festgelegten Cd-Grenzwerte, bedarf deshalb zusätzlicher Kenntnis der löslichkeitsbestimmenden Einflußgrößen, von denen vor allem dem pH-Wert eine besondere Bedeutung zukommt.

### SM-Transfer-Faktoren (TF) für verschiedene Pflanzen

Zur Quantifizierung des SM-Transfers Boden-Pflanze werden z. T. Transfer-Faktoren (TF) verwendet. Hierbei handelt es sich um die Quotienten aus den SM-Gehalten in Pflanzen und den SM-Gesamtgehalten der Böden (A-Horizonte). In gleicher Weise können TF unter Verwendung der EDTA-extrahierbaren SM-Gehalte und anderer SM-Fraktionen im Boden ermittelt werden. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den in der Literatur aufgeführten Ergebnissen (5, 6) sind in Tab. 1 die Schwankungsbereiche der TF auf Basis der SM-Gesamtgehalte aufgeführt. Zur Kennzeichnung der Variabilität der TF wird außerdem in Tab. 1 der Mittelwert und die Standardabweichung sowie für Vergleichszwecke der Median der TF ausgewiesen. Die Ergebnisse machen deutlich, daß sich für die einzelnen Elemente und Pflanzen außerordentlich stark schwankende TF ergeben, wobei Differenzen von mehreren Größenordnungen keine Ausnahme bilden (5, 6). Mit Hilfe einfacher und multipler Korrelationen wurde deshalb geprüft, inwieweit die wichtigsten, die SM-Mobilität bestimmenden Einflußgrößen auch die Variabilität der TF erklären.

**Tab. 1:** Schwankungsbereiche (SWB), Mittelwerte ( $\bar{x}$ ), Variationskoeffizienten ( $v(\%)$ ) und Median verschiedener SM-Transfer-Faktoren für Pflanzen auf Basis der SM-Gesamtgehalte in Böden

Pflanzenart Pflanzenzeile		Cd-Pflanze/ Cd <sub>s</sub> -Boden	Zn-Pflanze/ Zn <sub>s</sub> -Boden	Mn-Pflanze/ Mn <sub>s</sub> -Boden	Cu-Pflanze/ Cu <sub>s</sub> -Boden	Pb-Pflanze/ Pb <sub>s</sub> -Boden
Weizenkorn N = 122	SWB	0,024 - 0,71	0,073 - 2,4	0,005 - 0,94	0,064 - 6,2	0,001 - 0,039
	$\bar{x}$	0,19	0,60	0,104	0,56	0,008
	$v(\%)$	64	84	116	108	63
	Med.	0,17	0,44	0,07	0,48	0,007
Sellerieknolle N = 11	SWB	0,69 - 6,7	0,38 - 4,1	0,04 - 0,54	0,50 - 1,6	0,003 - 0,012
	$\bar{x}$	3,4	1,2	0,14	1,0	0,007
	$v(\%)$	59	87	101	33	43
	Med.	3,8	0,84	0,11	0,88	0,006
Grasvegetation N = 8	SWB	0,36 - 1,7	0,52 - 4,4	0,09 - 1,6	0,52 - 2,3	0,052 - 0,133
	$\bar{x}$	0,70	1,5	0,51	1,1	0,08
	$v(\%)$	68	115	122	93	31
	Med.	0,51	0,62	0,17	0,99	0,07
Gras- plus Krautvegetation N = 12	SWB	0,31 - 13,4	0,45 - 6,9	0,43 - 21,3	0,34 - 3,0	0,012 - 0,142
	$\bar{x}$	2,6	2,6	7,4	1,1	0,061
	$v(\%)$	141	66	73	72	62
	Med.	1,2	2,4	6,8	0,75	0,056

**Einfluß von pH, SM-Vorrat und Stoffbestand der Böden auf die Höhe der SM-TF für Weizenkorn**

In Abb. 1 ist exemplarisch die Beziehung der Cd-TF für Wk auf Basis der Cd-Gesamtgehalte zur Bodenreaktion dargestellt. Die Regressionskurve macht deutlich, daß die Cd-TF mit abnehmendem pH im Mittel von 0,063 bei pH 7,5 auf 0,38 bei pH 4,5 und damit um das 6-fache zunehmen (Tab. 2a). Neben den auf die Cd-, Zn- Mn-, Cu- und Pb-Gesamtgehalte im Boden bezogenen TF sind in Tab. 2b auch die TF auf Basis der EDTA-extrahierbaren SM-Gehalte im Boden in Abhängigkeit vom pH aufgeführt. Obwohl die für Cu und Pb berechneten r-Werte sehr niedrig sind, nehmen die TF für Wk bei allen untersuchten Elementen mit abnehmendem pH zu (Tab. 2a/b).

**Tab. 2a/b:** Mittlere SM-Transfer-Faktoren für Weizenkorn auf Basis der SM-Gesamt- (a) und SM-EDTA-Gehalte (b) in Abhängigkeit vom pH sowie Korrelationskoeffizienten (r) der hochsignifikanten (\*\*\*) Beziehungen

Element	pH (CaCl <sub>2</sub> )				r =
	4,5	5,5	6,5	7,5	
	Mittl. SM-TF für Weizenkorn *)				***
Cd	0,38	0,21	0,12	0,063	- 0,75
Zn	1,14	0,65	0,37	0,21	- 0,65
Mn	0,28	0,12	0,050	0,021	- 0,74
Cu	0,80	0,54	0,36	0,24	- 0,54
Pb	0,012	0,008	0,006	0,004	- 0,51

\*) TF auf Basis der SM-Gesamtgehalte

Element	pH (CaCl <sub>2</sub> )				r =
	4,5	5,5	6,5	7,5	
	Mittl. SM-TF für Weizenkorn *)				***
Cd	0,77	0,38	0,19	0,092	- 0,79
Zn	13,7	6,6	3,2	1,5	- 0,66
Mn	0,56	0,25	0,11	0,050	- 0,68
Cu	2,7	1,7	1,0	0,63	- 0,58
Pb	0,032	0,021	0,014	0,009	- 0,52

\*) TF auf Basis der EDTA-extrahierbaren SM-Gehalte

In gleicher Weise ist auch eine negative Beziehung der TF auf Basis der DTPA-extrahierbaren SM-Gehalte zur Bodenreaktion gegeben (nicht dargestellt). Dabei weisen die für EDTA- und DTPA-extrahierbare SM-Gehalte errechneten TF für Wk insgesamt höhere Werte auf als die für SM-Gesamtgehalte errechneten. Auf der Basis von CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren SM-Gehalten in Böden berechnete TF zeigen, wie zu erwarten, die höchsten Werte (nicht dargestellt).

**Tab. 3:** Einfluß der Cd-, Zn-, Mn- und Cu-EDTA-Gehalte und der Bodenreaktion bzw. des Humusgehaltes auf die Cd-, Zn-, Mn- und Cu-TF für Weizenkorn

abhängige Variable	unabh. Var.	einfacher partieller multipler Korrelationskoeffizient			b	Sign.niv. für b
log Cd-Wk/Cd-EDTA N = 119	pH log Cd-EDTA Konst.	- 0,79***	- 0,65***	0,79***	- 0,220	0,001
		- 0,71***	- 0,50***	0,84***	- 0,264	0,001
log Zn-Wk/Zn-EDTA N = 122	log Zn-EDTA pH Konst.	- 0,95***	- 0,95***	0,95***	- 0,753	0,001
		- 0,61***	- 0,62***	0,97***	- 0,105	0,001
log Mn-Wk/Mn-EDTA N = 122	log Mn-EDTA pH Konst.	- 0,91***	- 0,93***	0,91***	- 1,062	0,001
		- 0,63***	- 0,73***	0,96***	- 0,172	0,001
log Cu-Wk/Cu-EDTA N = 122	log Cu-EDTA (log Corg. (%)) Konst.	- 0,87***	- 0,76***	0,87***	- 0,834	0,001
		- 0,58***	- 0,25*	0,88***	- 0,257	0,001
log Pb-Wk/Pb-EDTA N = 122	log Pb-EDTA Konst.	- 0,88***	- 0,88***	- 0,88***	- 0,924	0,001
					- 0,906	0,001

Über das pH hinaus werden die berechneten TF für Wk auch vom SM-Vorrat und Humusgehalt der Böden bestimmt. In Tab. 3 sind die multiplen Beziehungen der SM-TF für Wk auf Basis der SM-EDTA-Gehalte aufgeführt. Die Ergebnisse machen anhand der negativen einfachen und partiellen r-Werte deutlich, daß der SM-Transfer Boden-Pflanze mit zunehmenden EDTA-extrahierbaren SM-Gehalten relativ abnimmt. Da die SM-TF neben ihrer Abhängigkeit vom SM-Vorrat auch von anderen Bodeneigenschaften beeinflußt werden, ist es richtiger, anstelle von Transfer-Faktoren **Transfer-Funktionen** zu ermitteln. So erweisen sich in multiplen Regressionen außerdem der pH-Wert (-) bei

Cd, Zn und Mn sowie der Humusgehalt (-) bei Cu als signifikante Einflußgrößen für die SM-Gehalte im Wk (Tab. 3).

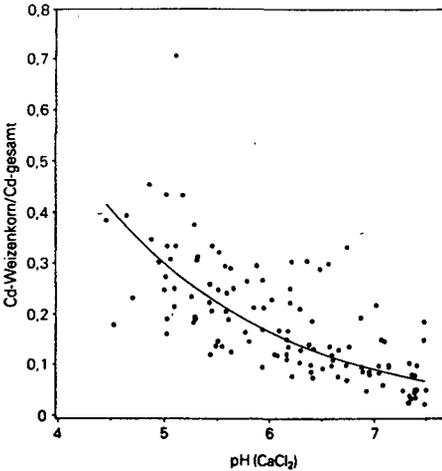
Die auf Basis der Cd- und Zn-CaCl<sub>2</sub>-Gehalte erhaltenen TF für Wk weisen ebenfalls eine negative Beziehung zum Cd- und Zn-CaCl<sub>2</sub>-Gehalt der Böden, jedoch eine positive Beziehung zum pH auf (Abb. 2):

(7)  $\log \text{Cd-Wk/Cd-gesamt} = -1,001 - 0,150 \log \text{Cd-CaCl}_2 + 0,165 \text{ pH}$ ; N = 119; r = 0,65\*\*\*

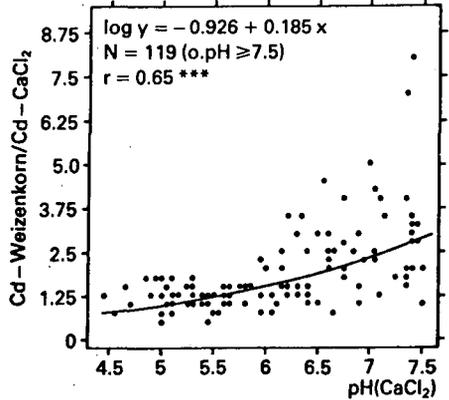
(8)  $\log \text{Zn-Wk/Zn-CaCl}_2 = 0,943 - 0,747 \log \text{Zn-CaCl}_2 + 0,127 \text{ pH}$ ; N = 122; r = 0,99\*\*\*

Bei Mn, Cu und Pb konnte in multiplen Regressionen kein Einfluß der SM-CaCl<sub>2</sub>-Gehalte und des pH auf die für CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare SM-Gehalte berechnete TF beobachtet werden.

$\log (\text{Cd-Weizenkorn/Cd-gesamt}) = 0,744 - 0,259 \text{ pH}$   
 N = 119 (ohne pH  $\geq$  7,5)  
 r = -0,75\*\*\*



**Abb. 1:** Cd-TF für Weizenkorn auf Basis der Cd-Gesamtgehalte der Böden in Abhängigkeit von der Bodenreaktion



**Abb. 2:** Cd-TF für Weizenkorn auf Basis der CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Cd-Gehalte der Böden in Abhängigkeit von der Bodenreaktion

**ZUSAMMENFASSUNG:** Insgesamt zeigen die vorliegenden Ergebnisse zum SM-Transfer, daß der Transfer-Faktor (richtiger Transfer-Quotient) bei den verschiedenen SM durch eine Reihe von Bodeneigenschaften beeinflusst wird. Neben dem SM-Vorrat im Boden beeinflussen vor allem der pH-Wert bei Cd, Zn und Mn sowie der Gehalt an organischer Substanz bei Cu die Transfer-Quotienten für Weizenkorn. Damit ist der Begriff des Transfer-Faktors richtiger durch **Transfer-Funktionen** zu ersetzen. Diese Transfer-Funktionen beinhalten für die einzelnen Elemente charakteristische verfügbarkeitsbestimmende Einflußgrößen. Mit Hilfe sogenannter Transfer-Funktionen lassen sich die element-, pflanzen- und bodenspezifischen Unterschiede in der SM-Verfügbarkeit kennzeichnen.

**LITERATUR:** (1) Delschen, T. (1989): Diss. Univ. Bonn, 161 S.. (2) Hornburg, V. (1991): Bonner Bodenkundl. Abhandlgn., **Bd. 2**, 228 S.. (3) Hornburg, V. und G. Brümmer (1987): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, **55** (1), S. 357 - 362. (4) Hornburg, V. und G. Brümmer (1990): *VDLUFA-Schriftenreihe* **32**, S. 821-826, Kongreßband. (5) Kampe, W. (1979): *Landwirtsch. Forsch.*, **Sh. 36**, S. 322 - 335. (6) Sauerbeck, D. (1985): In: "Materialien zur Umweltforschung". Herausgeg. v. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. W. Kohlhammer-Verlag, Stuttgart-Mainz, 259 S..

**Einfluß der Bodentemperatur auf die Ammoniakverdunstung nach Harnstoffdüngung**  
**- Evaluierung eines mathematischen Simulationsmodells**

Ladewig, E. und A. Jungk\*

Harnstoff wird im Boden durch Ureasen (Amidohydrolasen, EC 3.5.1.5) hydrolysiert (Rachhpal-Singh and Nye, 1984). Pro Mol Harnstoff werden zwei Mol Ammonium und zwei Mol Lauge produziert.  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2 \rightarrow 2 \text{NH}_4^+ + \text{HCO}_3^- + \text{OH}^-$  Die Lauge alkalisiert die Bodenlösung und verschiebt dadurch das Ammonium/ Ammoniak - Gleichgewicht zum Ammoniak, der Ammoniakpartialdruck steigt (Court et al., 1964). Der Anstieg der Ammoniumkonzentration führt ebenfalls zu einer Erhöhung des Ammoniakpartialdrucks (Farquhar et al., 1980). Alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse die zu einer Reduzierung der Ammoniumkonzentration führen, verringern die Ammoniakverdunstung. Erste Ansätze zur Quantifizierung der beteiligten Prozesse und Interaktionen sind mit Hilfe von mathematischen Simulationsmodellen gemacht worden. Dabei zeigt sich, daß die Diskrepanz zwischen der aus dem Modell abgeleiteten Prognose und der Messung im Experiment bei einer Veränderung der Bodentemperatur besonders groß ist (Sadeghi et al., 1988, Vlek and Carter, 1983).

Zur Prüfung des Einflusses der Temperatur auf Harnstoffhydrolyse und Ammoniumkonzentration und deren Bedeutung für die Ammoniakverdunstung nach Harnstoffapplikation wurde in einem geschlossenen-statischen System (Abb. 1) ein Versuch mit drei Temperaturstufen, zwei Düngungsstufen und neun Probenahmeterminen über eine Gesamtzeit von 28 Tagen durchgeführt. Der Boden wurde zu jedem Probenahmetermin feucht in Millimeter-Schritten, parallel zur Bodenoberfläche, geschnitten und photometrisch auf Harnstoff, Ammonium, Nitrat, Nitrit und den pH-Wert untersucht. Das verdunstete Ammoniak wurde in einer Säurevorlage aufgefangen und titrimetrisch gemessen. In einigen Versuchsvarianten wurde zusätzlich das aus dem Boden emittierte  $\text{CO}_2$  in einer Laugenvorlage aufgefangen und titrimetrisch bestimmt.

Das mathematische Simulationsmodell AMOVOL (Sadeghi et al., 1988) berücksichtigt Temperaturveränderungen. Die Eingabe- und Ausgabedaten sind:

**Eingabe:**

- a) pH des Bodens
- b) Protonenpufferkapazität
- c) Wassergehalt
- d) Ammoniumkonzentration
- e) Temperatur
- f) gedüngte Harnstoffmenge
- g) Gehalt an organischem Kohlenstoff
- h) Widerstandsfaktor für die Diffusion von  $\text{CO}_2$  und  $\text{NH}_3$  von der Bodenoberfläche in die Atmosphäre

**Ausgabe:**

- a) % hydroly. Harnstoff
- b) verdunsteter  $\text{NH}_3\text{-N}$  in % vom gedüngten Harnstoff-N
- c) Konzentrationen von Ammonium, Ammoniak, Bicarbonat,  $\text{CO}_2$  und Harnstoff im Boden
- d) pH des Bodens

\*Institut für Agrikulturchemie, v.-Siebold-Str.6, 3400 Göttingen

Die Eingabedaten a) - g) sind einfach zu ermitteln, für den Widerstandsfaktor h) wird eine Schätzformel angegeben. In Abb. 2 ist ein Vergleich berechneter und gemessener Ergebnisse der Autoren dargestellt.

Durch Zusendung von z.T. fehlerhaften und unvollständigen Listings von einem der Autoren war es bisher nicht möglich, die veröffentlichten Ergebnisse zu reproduzieren. Daher ist ein Vergleich eigener Messungen mit berechneten Ergebnissen z.Zt. nicht möglich.

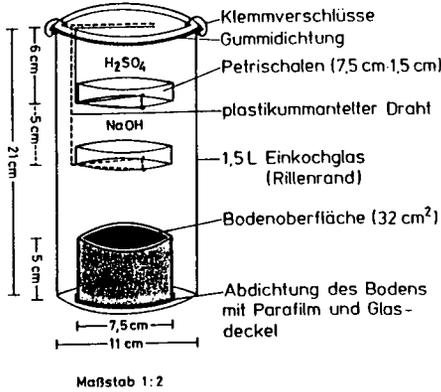
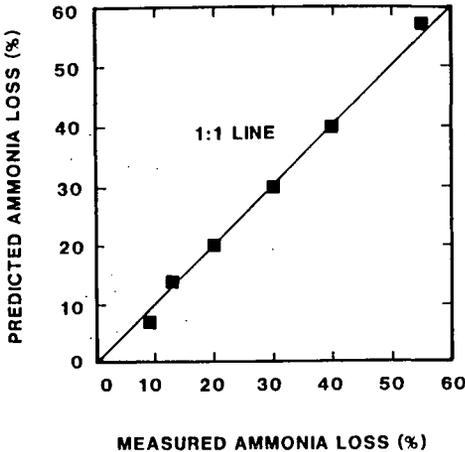


Abb. 1: Versuchsgefäß zur Messung der Ammoniakverdunstung und Bodenatmung



(Sadeght et al., 1988)

Abb. 2: Vergleich berechneter und gemessener Ammoniakverdunstung bei unterschiedlichen pH-Werten (Messung: Ernst and Massey, 1960)

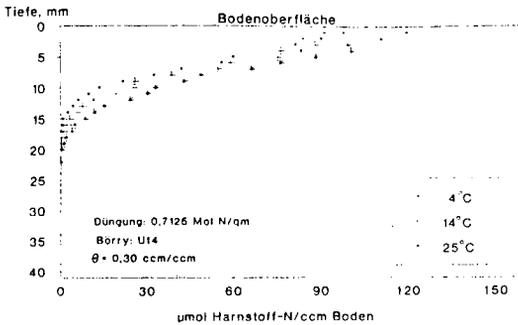


Abb. 3: Einfluß der Temperatur auf die Diffusion von Harnstoff in den Boden (24 h nach Düngung mit Harnstoffgranulat)

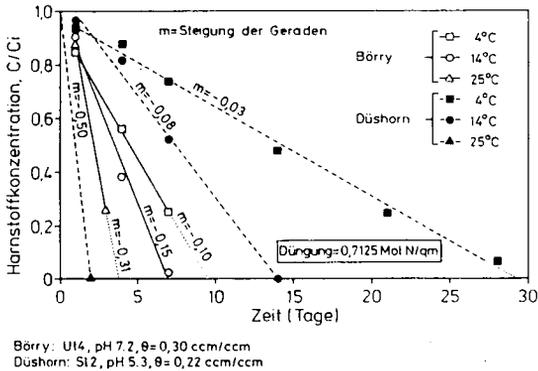


Abb. 4: Einfluß von Temperatur und Bodenart auf die Harnstoffhydrolyse

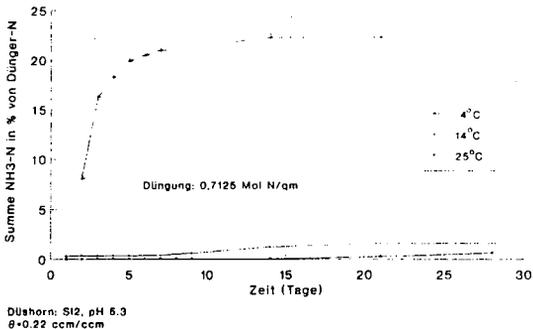


Abb. 5: Einfluß der Temperatur auf die Ammoniakverdunstung nach Harnstoffdüngung

Temperaturveränderungen wirken auf a) chemische Gleichgewichte, b) Diffusionskoeffizienten ( $D_j$ ), c) Hydrolyseraten und d) mikrobielle Aktivitäten. Die Temperaturwirkungen auf a) und b) können aus internationalen Tabellenwerken entnommen und in mathematischen Gleichungen gefasst werden. In Abb. 3 ist der Einfluß der Temperatur auf die Diffusion von Harnstoff in den Boden dargestellt. Eine Erhöhung der Temperatur bewirkt eine Beschleunigung der Harnstoffdiffusion in den Boden. Dies ist durch eine temperaturbedingte Zunahme des Diffusionskoeffizienten in Wasser ( $D_j$ ) zu erklären.

Neben der Temperatur wirken die Faktoren Harnstoffkonzentration, pH des Bodens, Wasserspannung, Anzahl aktiver Ureasemoleküle und Konzentration ureasehemmender Substanzen auf die Harnstoffhydrolyse ein. Diese werden hier nicht im einzelnen diskutiert. Wichtig ist jedoch der Hinweis, daß die stetige Veränderung von Substratkonzentration und pH-Wert während der Harnstoffhydrolyse in Wechselwirkung mit der Ureaseaktivität stehen. In Abb. 4 ist der Einfluß der Temperatur auf die Harnstoffhydrolyse dargestellt. Folgende Aussagen sind daraus abzuleiten:

1. die Harnstoffhydrolyse im Zeitablauf kann als lineare Beziehung beschrieben werden
2. die Dauer der vollständigen Harnstoffhydrolyse beträgt zwischen wenigen Tagen und mehreren Wochen
3. eine Zunahme der Temperatur bewirkt eine exponentielle Erhöhung der Hydrolyserate
4. der Einfluß der Temperatur auf die Harnstoffhydrolyse war auf dem Sandboden wesentlich größer als auf dem Lößboden

Die Wirkung der Temperatur auf die Ammoniakverdunstung ist in Abb. 5 dargestellt. Bei 4°C und 14°C betrug der Anteil des verdunsteten Ammoniakstickstoff am gedüngten Stickstoff wenige Prozent. Ein Anstieg der Temperatur auf 25°C erhöhte den Anteil auf über zwanzig Prozent.

### Zusammenfassung

1. Eine Zunahme der Temperatur ..

- a) erhöhte die Harnstoffhydrolyserate exponentiell
- b) beschleunigte die Diffusion von Harnstoff in den Boden
- c) führte zu einer höheren Ammoniakverdunstung

2. Der Einfluß der Temperatur auf das Ausmaß der Harnstoffhydrolyse und die Ammoniakverdunstung war auf dem Sandboden wesentlich größer als auf dem Lößboden

### Schlußfolgerungen

1. Zum Verständnis der Ursachen der sehr unterschiedlichen Ammoniakverdunstung scheint es notwendig zu sein, die beteiligten Prozesse und Interaktionen quantitativ mit Hilfe von mathematischer Simulation zu beschreiben
2. Prognosen über die Ammoniakverdunstung nach Harnstoffapplikation sind aufgrund der Vielzahl der beteiligten Prozesse und Interaktionen ohne die Hilfe einer mathematischen Simulation nicht möglich

### Literatur:

- Court, M.N., Stephen, R.C. and Waid, J.S. (1964): Toxicity as a cause of the inefficiency of urea as a fertilizer, *Journal of Soil Science*, 15, 42-48
- Farquhar, G.D., Firth, P.M., Wetselaar, R. and Weir, B. (1980): On the gaseous exchange of ammonia between leaves and the environment: determination of the ammonia compensation point, *Plant Physiology*, 66, 710-714.
- Sadeghi, A.M., McInnes, K.J., Kissel, D.E., Cabrera, M.L., Koelliker, J.K. and Kanemasu, E.T. (1988): Mechanistic model for predicting ammonia volatilization from urea, *TVA-Bulletin*, Y-206, 67-92.
- Vlek, P.L.G. and Carter, M.F. (1983): The effect of soil environment and fertilizer modification on the rate of urea hydrolysis, *Soil Science*, 136, 56-63.

**Nachweis von Langzeit-Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbewirtschaftung auf organisch-mineralische Komplexe (OMK) mittels Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) und Differential-Thermoanalyse, Thermogravimetrie (DTA, TG)**

von

PETER LEINWEBER<sup>+)</sup>  und HANS-ROLF SCHULTEN<sup>++)</sup>

**1. EINLEITUNG UND ZIELSTELLUNG**

In neueren Arbeiten wurde versucht, die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen auf die organischen Bodensubstanzen (OBS) mit modernen analytischen Verfahren wie z. B. Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) und <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie (SCHULTEN et al. 1990) oder Pyrolyse-(Gaschromatographie/-)Massenspektrometrie (Py-GC/MS) (HEMPFLING & SCHULTEN 1991) zu charakterisieren. Weil die verschiedenen organisch-mineralischen Größenfraktionen der Böden durch die Bewirtschaftung sehr differenziert beeinflusst werden können (LEINWEBER et al. 1991a), war es naheliegend, diese mittels thermischer Methoden auf qualitative Veränderungen ihrer organischen Komponenten zu untersuchen. Dabei wurden nachstehende Ziele verfolgt:

1. Methodenvergleich von zwei klassischen thermischen Analysemethoden - Differential-Thermoanalyse, Thermogravimetrie (DTA, TG) und Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) - zur Charakterisierung der OBS;
2. Charakterisierung der OBS in organisch-mineralischen Komplexen (OMK) mit unterschiedlicher Korngröße und Mineralsubstanz;
3. Erkenntnis der Auswirkungen langjährig extrem unterschiedlicher Bodenbewirtschaftung mit und ohne organische Düngung auf die OBS in OMK.

**2. MATERIAL UND METHODEN**

Organisch-mineralische Fraktionen unterschiedlicher Größe (Fein+Mittelton, Grobton, Fein-, Mittel- und Grobschluff) = OMK, Sand + nicht komplex gebundene OBS aus 2 Düngungsvarianten (U = Ungedüngt seit 1878, STM = 120 dt (ha·a)<sup>-1</sup> Stallmist des Feldversuches "Ewiger Roggenbau" zu Halle. Diese wurden nach Bestimmung der C- und N-gehalte folgenden **thermischen Untersuchungen** unterzogen:

1. Differential-Thermoanalyse, Thermogravimetrie  
Einwaage: ca. 300 mg, Heizrate 0,17 K·s<sup>-1</sup>
2. Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie  
Einwaage: ca. 0,2 mg, Heizrate 1,2 K·s<sup>-1</sup> bzw. 0,2 K·s<sup>-1</sup>

**3. ERGEBNISSE**

Der **Methodenvergleich** zwischen DTA, TG und Py-FIMS an Fein- + Mitteltonfraktionen aus den beiden Düngungsvarianten ergab, daß die Py-FIMS - Thermogramme (Total-Ionenintensität aufgetragen gegen die Pyrolysetemperatur) weniger aufgelöst in einzelne Peaks erschienen und ihre Maxima erst bei höheren Temperaturen erreichten als die entsprechenden DTA-Kurven. Die größte Ähnlichkeit zwischen den Kurven beider Methoden bestand bei U mit Maxima zwischen 300 - 400 °C und 450 - 500 °C. Ähnliches ergab der Vergleich der direkt

<sup>+)</sup>  Universität Osnabrück, Institut für Strukturforschung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA), Driverstr. 22, Postfach 1553, W - 2848 Vechta

<sup>++)</sup>  Fachhochschule Fresenius, Abt. Spurenanalytik, Dambachtal 20, W - 6200 Wiesbaden

gemessenen Masse-Verluste bei der TG mit den aus den Py-FIMS-Ergebnissen kalkulierten Masse-Verlusten (Summe aus Massen der registrierten Molekülkationen multipliziert mit deren relativen Intensitäten). Trotz dieser Unterschiede führten beide Methoden übereinstimmend zu der Aussage, daß es durch Stallmist-Düngung zu einer relativen Anreicherung thermolabiler organischer Substanzen kommt. Um die o. g. gewissen Unterschiede zu erklären, wurde der Einfluß der Heizrate mittels Regressionsanalysen untersucht (Tab. 1).

**TABELLE 1:** Einfluß der Heizrate auf die Übereinstimmung der Masseverluste je 100 K bei Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie und Thermogravimetrie (Anzahl der Wertepaare: 37).

TG: $0,17 \text{ K} \cdot \text{s}^{-1}$	Py-FIMS: $1,2 \text{ K} \cdot \text{s}^{-1}$	r
$\Delta m/100 \text{ K}_{\text{Py-FIMS}} = f(\Delta m/100 \text{ K}_{\text{TG}}) = 1,70 \text{ x } - 3,69$		
		0,55***
TG: $0,17 \text{ K} \cdot \text{s}^{-1}$	Py-FIMS: $0,2 \text{ K} \cdot \text{s}^{-1}$	
$\Delta m/100 \text{ K}_{\text{Py-FIMS}} = f(\Delta m/100 \text{ K}_{\text{TG}}) = 1,23 \text{ x } - 1,21$		
		0,52***

Wie Tab. 1 zeigt, besteht eine recht gute Korrelation zwischen den mit beiden Methoden ermittelten Masse-Verlusten. Die Adaption Heizraten nähert die Regressionsgleichung an  $y = x$  und führt somit zu einer besseren Übereinstimmung der Ergebnisse. Der nicht erhöhte Korrelationskoeffizient wird erklärt durch den Beitrag von Dehydratation und Dehydroxylierung des Tones, die mit TG, nicht aber mit Py-FIMS erfaßt werden.

Integrierte Py-FIMS-Spektren wurden erstellt für die Temperaturbereiche, in denen nach Adaption der Heizraten mit beiden Methoden markante Reaktionen festgestellt wurden. Demnach dominierten im Bereich 340 - 360 °C Pyrolyseprodukte von Mono- und Polysacchariden, während zwischen 450 und 470 °C N-Verbindungen, insbesondere Heterozyklen, stärker hervortraten. Diese wurden auch noch im Bereich 530 - 540 °C registriert, hinzu kamen hier jedoch homologe Reihen von langkettigen Aliphaten (Alkane/Alkene) mit bis zu 30 C-Atomen, vor allem in der Probe aus der Stallmist-Parzelle (LEINWEBER et al. 1991b).

Die summierten Py-FIMS-Spektren der Ton-, Fein- und Mittelschlufffraktionen aus der ungedüngten und der Stallmist-Parzelle des "Ewigen Roggenbaus" sind in Abb. 1 zusammengestellt. Die Spektren zeigen recht ähnliche Signalmuster im Bereich niedriger Massen, wo charakteristische Signale für Mono- und Polysaccharide vorherrschen. Jedoch offenbart bereits der visuelle Vergleich Differenzen sowohl zwischen den verschiedenen Fraktionen als auch zwischen gleichen Fraktionen der beiden Düngungsvarianten. Um diese näher zu erfassen, wurden die Anteile einzelner Verbindungsklassen auf Grundlage der relativen Intensitäten charakteristischer Massensignale kalkuliert (Tab. 2). Der Vergleich der Fraktionen führt zu folgenden Aussagen:

1. Innerhalb der Fraktionen  $< 20 \mu\text{m}$  sind gerichtete Veränderungen erkennbar, größere Abweichungen davon werden bei Grobschluff und Sand festgestellt.
2. Die Anteile an Lignin-Mono- und Dimeren steigen vom Fein- + Mittelton zum Mittelschluff mit zunehmenden Äquivalentdurchmessern.
3. Demgegenüber werden erhöhten Anteile an N-Verbindungen, Mono- und Polysacchariden und Phenolen in den jeweils feineren Fraktionen gefunden.
4. Grobschluff und Sand enthalten relativ viel Lignin-Fragmente, Mono- und Polysaccharide und Alkane/Alkene.

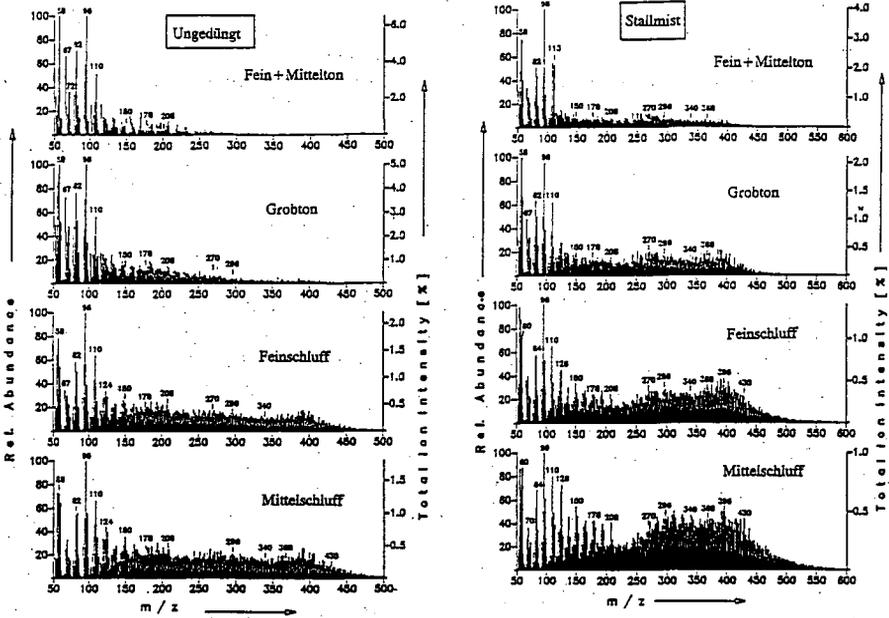


ABBILDUNG 1: Summierte Py-FIMS-Spektren von 2 Düngungsvarianten des Versuches "Ewiger Roggenbau" zu Halle.

TABELLE 2: Summierte Ionenintensitäten für verschiedene Klassen molekularer Untereinheiten der organischen Substanzen in organisch-mineralischen Fraktionen aus der ungedüngten (U) und der Stallmist-Variante (STM) (% der Gesamt-Ionenintensität).

Verbindungsklasse	Fraktion f+m-Ton		Fraktion g-Ton		Fraktion f-Schluff		Fraktion m-Schluff		Fraktion g-Schluff		Fraktion Sand	
	U	STM	U	STM	U	STM	U	STM	U	STM	U	STM
<i>Aromaten</i>												
Phenole	8,4	4,3	5,2	3,2	3,5	2,2	3,0	1,7	3,2	2,8	5,0	3,0
Lignin-Monomere	4,2	3,8	4,7	4,0	5,8	4,6	6,2	5,2	7,3	8,1	8,0	9,6
Lignin-Dimere	1,0	6,7	2,8	8,4	7,4	9,2	8,6	11,4	6,4	14,1	8,3	10,8
<i>Aliphaten</i>												
Mono- u. Polysacch.	18,1	14,0	13,3	9,7	9,5	6,9	8,7	5,7	11,7	8,3	17,2	15,8
n-Alkane / n-Alkene	0,4	1,2	2,0	1,4	2,2	1,3	2,1	1,3	2,3	2,0	2,0	1,6
Fettsäuren	0	0,3	0,1	1,0	0,8	1,6	1,2	2,2	0,1	0,5	0,5	0,8
<i>N-Verbindungen</i>												
Nitrile	3,4	1,8	2,5	1,4	1,4	1,1	1,3	0,8	5,0	0,8	1,0	0,7
Amino-N/Amide	5,0	6,8	6,0	3,9	3,3	2,8	2,6	1,5	4,1	1,8	1,8	2,4
Heterozyklen	15,0	9,2	12,2	6,9	6,4	4,2	4,5	2,8	3,6	3,0	2,9	2,8

Der Vergleich der Düngungsvarianten ergibt folgende Aussagen:

1. Im Gesamt-Boden und nahezu allen Fraktionen aus der ungedüngten Parzelle werden relativ mehr N-Verbindungen, Mono- und Polysaccharide, Phenole, Lignin-Monomere und Alkane/Alkene nachgewiesen.
2. In Proben aus der Stallmist-Variante werden relativ mehr Lignin-Dimere und Fettsäuren gefunden, die bevorzugt angereichert sind im Fein- und Mittelschluff. Die Fein- + Mitteltonfraktion enthält mehr Alkane/Alkene und Amino-N/Amide als bei der ungedüngten Variante (s. Tab. 2).

#### 4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aus den Ergebnissen werden folgende Schlüsse gezogen:

1. Py-FIMS und DTA, TG führen zu gleichlautenden Ergebnissen bzgl. des Einflusses von Stallmist-Düngung auf die OBS in organisch-mineralischen Fraktionen. Die Adaption der Heizraten verbessert die Übereinstimmung der Resultate.
2. Die registrierten Pyrolyseprodukte sind repräsentativ für die Qualität der organischen Boden-substanzen in den Fraktionen. Das folgt aus der guten Übereinstimmung der Masse-Verluste, die aus den registrierten Molekülmassen der Py-FIMS errechnet wurden mit den direkt durch TG gemessenen Masse-Verlusten. Außerdem sind die summierten Intensitäten von charakteristischen Signalen für N-Verbindungen sehr eng mit den N-Gehalten der OBS korreliert.
3. Unterschiede der Zusammensetzung der OBS zwischen Fraktionen, die offenbar auch durch langjährig extrem verschiedene Bodenbewirtschaftung mit und ohne organische Düngung nicht wesentlich verändert werden, deuten auf eine spezifische Bedeutung der einzelnen Mineralfraktionen für die Stabilisierung der OBS hin.
4. Die starke Erhöhung der mit Fein- und Mittelschlufffraktionen assoziierten organischen Substanzen infolge Stallmist-Düngung wird auf deren bevorzugte Anreicherung mit Lignin-Fragmenten und Fettsäuren zurückgeführt.

#### 5. LITERATUR

- HEMPFLING, R. & H.-R. SCHULTEN (1991): Pyrolysis-(gas chromatography/) mass spectrometry of agricultural soils and their humic fractions. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154 (Im Druck).
- LEINWEBER, P.; G. REUTER; M. KÖRSCHENS & J. GARZ (1991a): Veränderungen der organischen Komponenten organisch-mineralischer Komplexe (OMK) in Dauerfeldversuchen auf Löß und lößbeeinflussten Substraten. Arch. Acker- u. Pflanzenb. Bodenk. 35, 85-93.
- LEINWEBER, P.; H.-R. SCHULTEN & C. HORTE (1991b): Differential thermal analysis, thermogravimetry and pyrolysis-field ionization mass spectrometry of soil organic matter in particle-size fractions and bulk soil samples. Thermochimica Acta 285 (Im Druck).
- SCHULTEN, H.-R.; R. HEMPFLING; K. HAIDER; F. F. GRÖBLINGHOFF; H.-D. LÜDEMANN & R. FRÜND (1990): Characterization of cultivation effects on soil organic matter. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, 97-105.
- SCHULTEN, H.-R. & P. LEINWEBER (1991): Influence of long-term fertilization with farmyard manure on soil organic matter: Characteristics of particle-size fractions. Biol. Fertil. Soils 12, 81-88.

**Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft (Kraichgau)**

von

G. Lorenz und K. Stahr \*

Durch nicht standortgerechte Nutzung von Böden können umweltbelastende N-Verluste entstehen, und zwar insbesondere dann, wenn Nutzungseinheiten verschiedene Standortstypen integrieren. Ziel dieser Arbeit war es deshalb, die N-Dynamik in Böden einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Lößlandschaft zu charakterisieren, wobei der Einfluß des Standortes mit seiner Position in der Catena im Mittelpunkt stand.

Die untersuchten Catenen lagen im Kraichgau, einer Landschaft in SW-Deutschland, die als tektonische Mulde ( $\varnothing$  Höhe  $\approx$  230m NN) zwischen den Erhebungen des Odenwaldes und Schwarzwaldes liegt. Einblasung von Löß aus dem Oberrheintal führte im Pleistozän zur Ausbildung  $\pm$  mächtiger Lößdecken (GEYER und GWINNER, 1991), die weitflächig bodenbildend sind. Durch den Anschluß an das Oberrheintal herrscht ein sehr mildes Klima vor (9,2-9,5°C, 700-800mm), was zu einer frühen Inkulturnahme (Frühes Neolithikum, BLEICH, 1990) und heute intensiven ackerbaulichen Nutzung führte. Die Bodenentwicklung und -verbreitung wurde/wird durch nutzungsbedingte Erosion geprägt, so daß die natürlicherweise (unter Bewaldung) flächig anstehende Parabraunerde aus Löß heute weitgehend durch die Catena Parabraunerde-Pararendzina-Kolluvium ersetzt ist (BLEICH, 1978).

Untersuchungsobjekte waren typische Acker-Standorte (Parabraunerde, Pararendzina, Kolluvium) von Catenen, die jeweils in einer Nutzungseinheit lagen. Zur Untersuchung der Nutzungsintensität wurden 2 bzw. 3 N-Düngungsstufen geprüft. Die Charakterisierung des N-Haushaltes in situ während der Vegetationsperiode erfolgte mit:

- Bodenfeuchtemessungen und Bodenwasserbilanz (nach RENGER et al. 1974, verändert) zur Kennzeichnung der Bedingungen für biotische Aktivität und zur Abschätzung der Sickerwasserspende;
- der N-Nettomineralisation in situ nach RUNGE (1970), der N<sub>min</sub>-Bodenvorratsänderung, dem N-Entzug durch Pflanzen, den N-Einträgen (Düngung, Niederschlag) und dem Nitrat-Austrag mit dem Sickerwasser. N-Verluste während der Vegetationsperiode wurden mittels einer Mineral-N-Bilanz aus obigen N-Haushaltsgrößen ermittelt.

Die Ergebnisse werden im Folgenden beispielhaft für eine Catena (Pararendzina, Kolluvium; Landschaft "Friesentaler Grund") skizziert.

Nach der Bodenwasserbilanz dauerte die Wasserüberschußphase (-> Sickerung, Oberflächenabfluß) im sehr feuchten Frühjahr 1987 bis Anfang Juli an, während sie im verbleibenden Zeitraum auf die

\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

Winterhalbjahre (Oktober-April) beschränkt blieb (Abb. 1). Für das Kolluvium konnten mehrere Zuflußsituationen nachgewiesen werden, die auf lateralen Wassertransport in der Catena hinweisen. Die Pararendzina trocknete in beiden Sommern stärker aus als das Kolluvium (Abb. 1), was auf ungünstigere Wachstumsbedingungen in ersterer schließen läßt. Dies entspricht auch Befunden von HARRACH (1975) an Löß-Catenaen in Hessen. Der Bodenlufthaushalt war nach dem Luftvolumen in Horizonten im Kolluvium dann ungünstig, wenn der Boden auf Feldkapazität oder darüber gesättigt war, dagegen war die Durchlüftung in der Pararendzina stets sehr gut.

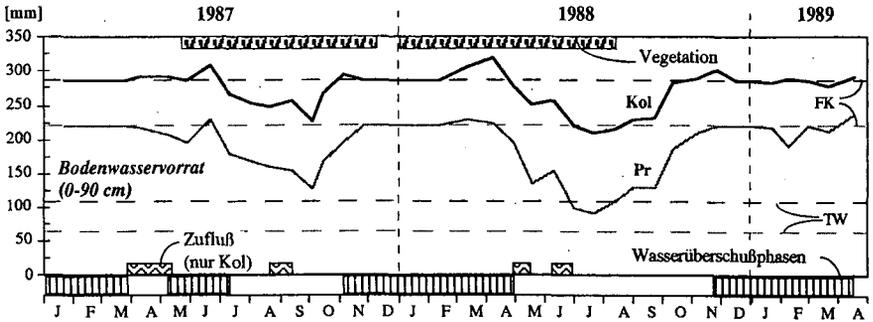


Abb. 1: Bodenwasservorrat im Zeitverlauf mit Wasserüberschußphasen nach Bodenwasserbilanz, Standorte der Landschaft Friesentaler Grund; FK = Feldkapazität, TW = Totwasser

Die N-Mineralisierung in situ ( $A_p$ -Horizonte) lag in der humusärmeren Pararendzina in der gleichen Größenordnung wie im humusreicheren Kolluvium (außer 1988, ged. Variante), was eine bessere "Verfügbarkeit" in ersterer belegt (Tab. 1). Dies könnte ein Effekt mineralisierungsfördernder Austrocknungs-Wiederbefeuchtungszyklen sein (BIRCH, 1958), die in der Pararendzina stärker und häufiger ausgeprägt sind als im Kolluvium. Die N-Mineralisierung bewegte sich 1987 auf deutlich höherem Niveau als 1988, bedingt durch eine Leguminosen-Vorfrucht (Körnererbsen im Jahr 1986).

Durch den N-Entzug der Pflanzen (Tab. 1) wurden die Standorte in der ungedüngten Variante deutlich differenziert: die N-Aufnahme lag in der Pararendzina unter der im Kolluvium, wobei dies im Jahre 1987 mit unterschiedlich hohem N-Angebot ( $Pr < Kol$ ), im Jahr 1988 dagegen, bei vergleichbarem N-Angebot in beiden Standorten, mit unterschiedlichen Wachstumsbedingungen (-> Bodenfeuchte) zu begründen wäre. Bei sehr hoher Düngung erfolgte eine Angleichung der N-Entzüge, wobei im Jahre 1988 ein hoher Anteil der Düngung ( $\approx 33\%$ ) über das Blatt appliziert wurde, bodenbedingte Unterschiede in den Wachstumsbedingungen somit weniger zum Tragen kamen.

Tab. 1: Mineral-N-Bilanz über die Vegetationsperioden 1987 und 1988, Standorte der Landschaft Friesentaler Grund; Saldo > 0 -> Verluste, Saldo < 0 -> Gewinne, Angaben in [kg N / ha]

Düngg.stufe Jahr	ungedüngt				betriebsüblich gedüngt			
	1987		1988		1987		1988	
Bilanzgröße / Boden								
Nmin-Vorrat Frühj.) <sup>1</sup>	71	127	17	19	71	127	11	35
N-Mineralisation (A <sub>p</sub> )	176	182	57	62 (+14) <sup>2</sup>	168	174	54	82 (+14) <sup>2</sup>
Niederschlag	24	24	11	11	24	24	11	11
Düngung	0	0	0	0	178	178	252	252
N-Aufnahme (Pflanzen)	137	195	45	142	184	210	205	203
Nmin-Vorrat Ernte) <sup>3</sup>	60	71	18	30	58	164	26	33
Saldo	74	67	22	-66	199	129	97	158

)<sup>1</sup> 7.5.1987 bzw. 6.4.1988; )<sup>2</sup> Mineralisierung im Unterboden (30-60cm); )<sup>3</sup> 5.11.1987 bzw. 10.8.1988

Nach den Mineral-N-Bilanzen (Tab. 1) wurden für beide Standorte und Vegetationsperioden - mit Ausnahme des ungedüngten Kolluviums 1987 - N-Verluste ausgewiesen, für die gedüngten Varianten deutlich höhere als für die ungedüngten. Der negative Saldo für den ungedüngten Senkenstandort im Jahr 1988 deutet auf N-Einträge, wahrscheinlich über lateralen Wasserzug, hin. Für die Verluste nach Mineral-N-Bilanz kommen folgende Prozesse in Betracht:

lysischer Austrag	vertikal lateral oberflächlich
gasförmige Verluste	Denitrifikation NH <sub>3</sub> -Verflüchtigung
Immobilisierung	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -Sorption/-Fixierung

Aufgrund des Reliefs und des Vorhandenseins von Staukörpern (alte Bodenbildungen im Löß, dem Löß unterliegender Lettenkeuper) ist anzunehmen, daß lateraler und oberflächlicher N-Austrag in den untersuchten Catenen eine große Bedeutung haben. Der ungünstige Bodenlufthaushalt im Kolluvium läßt dort ein hohes Denitrifikationspotential erwarten. Weiterhin ist wegen der geringen Wiederfindung zugefügten Ammoniums mit der angewandten 0,025n-CaCl<sub>2</sub>-Extraktion (FLEIGE et al. 1971, BECKER, 1987) auch mit NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Sorption bzw. -Fixierung als "Verlust"-Prozeß in der Mineral-N-Bilanz zu rechnen.

Aus den Untersuchungen hinsichtlich des N-Haushaltes in Catenen einer süddeutschen Lößlandschaft (Kraichgau) lassen sich folgende Hypothesen und Fragen ableiten: Sowohl Wasser- als auch Stickstoffhaushalt deuten auf die aus der Bodengese abzuleitende Rolle des Kolluviums als

Akkumulationsstandort innerhalb der Catena. Diesem Stofftransport in der Catena könnte hinsichtlich einer Vermeidung von Umweltbelastungen Rechnung getragen werden, indem durch reduzierte Düngung des Senkenstandortes N-Austräge am Oberhang, die als Einträge in die Senke fungieren, dort in Biomasse umgesetzt, mithin entsorgt werden. Hinsichtlich der nach Mineral-N-Bilanz z.T. sehr hohen N-Verluste bleibt zu prüfen, in welchem Maße lateraler N-Austrag, Denitrifikation und  $\text{NH}_4^+$ -Sorptions bzw. -Fixierung eine Rolle spielen.

#### Literatur:

- BECKER, K.-W. (1987): Ein Vergleich der Methoden zur Bestimmung von  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  an Bodenproben -- verschiedene Extraktionsmittel und Bestimmungsverfahren. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/II, 567-571, Göttingen.
- BIRCH, H.F. (1958): The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil* 10, 9-32, Den Haag.
- BLEICH, K.E. (1978): Erosion von Böden infolge Bodennutzung. Daten u. Dokumente z. Umweltschutz 22, 109-112, Stuttgart.
- BLEICH, K.E. (1990): Soil formation, erosion and N-dynamics in the loess landscapes of the Middle Neckar and Kraichgau area, Baden-Württemberg. In: STAHR, K., BLUME, H.P., JAHN, R. (ed.): Gedächtniskolloquium "Ernst Schlichting" Memorial Workshop, Tagungsband. 233 S., Hohenheimer Arbeiten, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- FLEIGE, H., MEYER, B., SCHOLZ, H. (1971): Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen. Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 1-37, Göttingen.
- GEYER, O.F., GWINNER, M.P. (1991): Geologie von Baden-Württemberg. 482 S., 4. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- HARRACH, T. (1975): Die Ertragsfähigkeit von Lößböden unterschiedlichen Erosionsgrades. *Landw. Forsch.* 28, 190-199, Frankfurt/Main.
- RENGER, M., STREBEL, O., GIESEL, W. (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten (4. Bericht: Grundwasserneubildung). Z. Kulturtechn. Flurberein. 15, 353-356, Berlin, Hamburg.
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora* 159, 233-257, Jena.

Die Arbeit entstand im Rahmen des Sonderforschungsbereiches "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften". Wir danken für die Unterstützung.

Der Einfluß der Bodendichte auf die Aufnahme und Verteilung  
von Schwermetallen durch Buschbohnenpflanzen

Lübben, S.; A. Müller und H.M. Helal\*

### Einleitung

Bodenverdichtungen verändern zahlreiche Wurzelaktivitäten (HELAL 1991). Hierzu gehört die Ausscheidung von Exudaten (HELAL und SAUERBECK 1986) die bei der Mobilisierung von Schwermetallen in der Rhizosphäre eine Rolle spielen (HELAL et al. 1990). In dem hier vorgestellten Versuch wurde deshalb geprüft, ob die steigende Verdichtung eines kontaminierten Bodens einen Einfluß auf die Schwermetallaufnahme von Buschbohnen besitzt.

### Material und Methoden

Als Versuchsboden wurde ein geogen belasteter, kalkhaltiger Boden aus der Okeraue bei Heiningen (pH 7,3; 1,31 % C) mit folgenden Schwermetallgehalten verwendet:

[mg·kg <sup>-1</sup> ]	Cd	Zn	Ni	Cu	Pb	Cr	Mn
Königswasser	9,72	3362	29,5	423	2230	27,9	1485
CaCl <sub>2</sub> -Extrakt	0,28	1,66	0,03	0,18	0,19	n.n.	0,49

n.n. = nicht nachweisbar

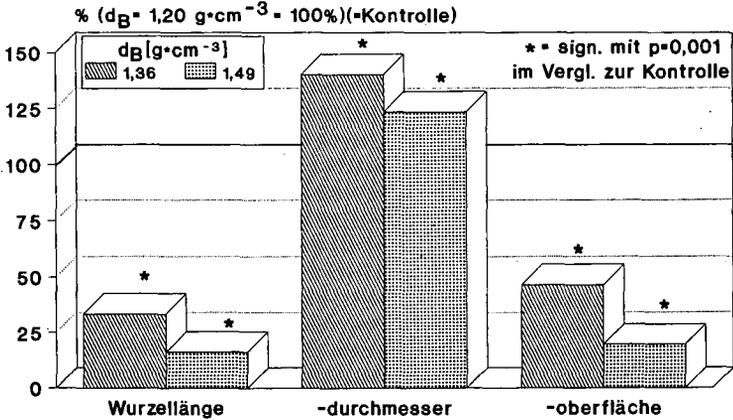
Die Bestimmung der Schwermetallgehalte erfolgte nach Königswasseraufschluß (KSVO 1982) bzw. Extraktion mit 0,1M CaCl<sub>2</sub> (KÖSTER und MERKEL 1982). Der Boden wurde in Kick-Brauckmann-Gefäßen mittels einer pneumatischen Presse verdichtet. Für die Trockenrohdichtestufen 1,20, 1,36 und 1,49 g·cm<sup>-3</sup> wurden jeweils vier Parallelgefäße angesetzt, auf 60% der maximalen Wasserkapazität eingestellt und mit je vier vorgekeimten Buschbohnen bepflanzt. Als Grunddüngung wurden 1,2g N, 1,2g P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> und 1,8g K<sub>2</sub>O je Gefäß verabreicht, nach sechswöchiger Vegetationszeit erfolgte eine Blattdüngung mit 0,5%iger Harnstofflösung. Als die Hülsen der wenig verdichteten Variante die Verzehrsreife erreicht hatten, wurden alle Versuchsgefäße abgeerntet, obwohl die Hülsen der beiden anderen Varianten noch nicht reif waren. Die Ernte erfolgte getrennt nach Hülsen, Sproß und Wurzeln. Die Bestimmung der Wurzellänge (TENNANT 1975) und des mittleren Wurzeldurchmessers wurde an Unterproben von 1g Frischmasse je Gefäß vorgenommen. Die Wurzeloberfläche ließ sich aus den beiden Merkmalen berechnen. Zur weiteren Untersuchung wurde das Pflanzenmaterial bei 105°C getrocknet und mit einer abriebfesten Schwingscheibenmühle gemahlen. Die Bestimmung der Schwermetallgehalte im Pflanzenmaterial erfolgte nach HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub>-Aufschluß im Filtrat mittels Atomabsorptionsspektrometer mit Graphitrohrküvette.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Pflanzen im wenig verdichteten Boden zeigten schon in der frühen Jugendentwicklung einen stärkeren Wuchs und blühten wesentlich früher als die der verdichteten Varianten. Aufgrund des deutlich verzögerten Wachstums im stark verdichteten Boden hatten diese Pflanzen zum Erntetermin lediglich wenige kleine Hülsen angesetzt. Die Versuchspflanzen der Varianten 1,20 und 1,36 g·cm<sup>-3</sup> wiesen gegen Ende der Vegetationsperiode Chlorosen (aufgehellte Interkostalfelder) an den älteren Blättern auf.

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig, Leiter: Prof. Dr. D. Sauerbeck

Die Untersuchung des Wurzelsystems führte zu den in Abb. 1 dargestellten Ergebnissen. Die steigende Dichtlagerung des Bodens reduzierte die Trockenmasse sowie die Länge der Wurzeln. Auch wenn der mittlere Wurzelradius in den Varianten mit 1,36 bzw. 1,49  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$  Rohdichte gegenüber der Lockervariante deutlich anstieg, konnte dieser Effekt nicht verhindern, daß die Wurzeloberfläche durch die Kompaktierung des Bodens abnahm.



**Abb.1:** Länge, Durchmesser und Oberfläche von Buschbohnenwurzeln bei zunehmender Trockenrohddichte ( $d_B$ ) des Bodens Heiningen

In vielen Literaturstellen wird von eingeschränkter Durchwurzelung beim Vorliegen von Bodenverdichtungen berichtet. Oft werden dabei der gestiegene mechanische Eindringwiderstand sowie eine gehemmte Sauerstoffversorgung als mögliche Ursachen erwähnt. Daß Wurzeln, die in verdichteten Boden eindringen, einen vergrößerten Durchmesser besitzen, ist eine nicht seltene Beobachtung. Eine gute Übersicht zu diesem Themenkomplex liefern GLINSKI und LIPIEC (1990).

Die Erträge und Schwermetallgehalte der Buschbohnenpflanzen sind in Tabelle 1 aufgeführt. Die Erträge aller drei untersuchten Pflanzenteile gingen mit zunehmender Verdichtung des Bodens signifikant zurück. Die Schwermetallgehalte der Pflanzen waren aufgrund des hohen pH-Wertes des Bodens trotz teilweise sehr hoher Schwermetallgehalte des Bodens sehr gering und zeigten keine eindeutige Reaktion auf die Bodendichte. Die Hülsen in der stark verdichteten Variante wiesen stets die höchsten Schwermetallgehalte auf (Ausnahme Mangan). Da diese Hülsen bereits relativ kurz nach der Blüte geerntet wurden, waren sie noch nicht ausgereift und ihr Ertrag war entsprechend gering. Die hohen Schwermetallgehalte können mit der noch nicht erfolgten Verdünnung durch Massenzuwachs erklärt werden (ISERMANN et al. 1984, KUNTZE et al. 1984). Bei den Hülsen vom mittel und gering verdichteten Boden waren die Unterschiede nur noch gering ausgeprägt und nur selten signifikant. Die Gehalte lagen stets deutlich unterhalb der Lebensmittelrichtwerte für Cd und Pb in Lebensmitteln (BGA 1986).

Im Stroh gingen die Cd- und Mn-Gehalte, in den Wurzeln die Cd- und Cu-Gehalte mit steigender Bodendichte zurück. Die Zn-, Ni-, Pb- und Cr- Gehalte der Wurzeln stiegen mit zunehmender Verdichtung der Böden an. Die Schwermetallgehalte der Wurzeln lagen meist unterhalb derer des sie

Tab.1: Erträge und Schwermetallgehalte von Buschbohnen in Abhängigkeit von der Bodendichte (GD 5%, Angaben in  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ,  $\text{g}\cdot\text{Gefäß}^{-1}$ ,  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  TS)

Teil	Dichte	Ertrag	Cd	Zn	Ni	Cu	Pb	Cr	Mn
Hülse	1,20	2,59	0,05	55	1,05	4,88	0,39	0,12	22,6
	1,36	1,18	0,04	56	1,42	6,03	0,33	0,06	23,3
	1,49	0,06	0,13	90	4,84	14,33	1,71	0,55	17,3
	GD	0,43	0,01	9,3	0,49	0,96	0,27	0,06	4,6
Stroh	1,20	5,62	0,81	150	0,35	5,31	0,76	0,22	49,5
	1,36	3,09	0,71	192	0,50	9,98	0,36	0,55	49,4
	1,49	2,05	0,35	115	0,43	6,70	0,57	0,54	38,1
	GD	1,06	0,19	28,3	0,25	2,23	0,28	0,11	5,8
Wurzel	1,20	2,44	16,1	973	7,1	461	344	3,9	453
	1,36	1,36	13,4	1165	7,7	385	443	4,6	322
	1,49	0,73	9,5	1174	11,0	379	599	7,8	372
	GD	0,59	7,6	130	3,3	153	69	1,6	185

umgebenden Bodens, eine geringfügige Anreicherung fand nur bei Cd statt. Bei den Zn-, Cu-, Ni-, Pb- und Cr- Gehalten des Strohs ist kein klarer Einfluß der Bodendichte zu erkennen. Die Verteilung der Schwermetalle zwischen den untersuchten Pflanzenteilen entsprach der bereits von FOROUGH I et al. (1981) und HEIN (1988) beschriebenen: Die Cd-, Zn-, Pb- und Cr- Gehalte nahmen von den Wurzeln über das Stroh zu den Hülsen ab, die Ni- Gehalte hingegen waren in den Früchten höher als im Stroh.

Durch Berechnung zeigte sich, daß die Zn-, Cu- und Cr-Entzüge durch den Sproß bezogen auf die Wurzellängeneinheit aus dem Lockerboden signifikant unter denen aus den verdichteten Varianten lagen. Eine entsprechende Tendenz trat auch bei Mn auf. Die Cd-, Zn-, Ni- und Mn-Werte waren in der mittleren Dichtestufe ( $1,36 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) am größten, beim Pb konnte andererseits der höchste Entzug pro Wurzellängeneinheit in der am stärksten verdichteten Variante ( $1,49 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) festgestellt werden.

Die erwartete Zunahme der Schwermetallverfügbarkeit in den stark verdichteten Böden aufgrund reduzierender Bedingungen (HERMS und BRÜMMER 1978a+b, 1979, SAJWAN und LINDSAY 1988, BROWN et al. 1989) trat nicht ein, da auch bei einem Feuchtegehalt von 60% der maximalen Wasserkapazität immer noch über 20% des Bodenvolumens aus luftgefüllten Poren bestanden.

Im Vergleich zu den bei BERGMANN (1983) als Normalgehalt angegebenen 0,25 - 0,5% P wiesen die Versuchspflanzen aller Varianten mit 0,09 - 0,15% einen P-Mangel auf. Als Erklärung kann jedoch nicht der bekannte Antagonismus zwischen P und Zn dienen (TRIER und BERGMANN 1974), da das Stroh keine übermäßig hohen Zn-Gehalte aufwies. Das relativ niedrige P- und K-Angebot im Boden (CAL-Extrakt:  $3,74 \text{ mg P}\cdot 100\text{g}^{-1}$  und  $12,4 \text{ mg K}\cdot 100\text{g}^{-1}$ ) dürfte hier die Hauptursache sein. Die Kompaktierung des Bodens führte tendenziell zu sinkenden P-Gehalten im Sproß. Dies steht vermutlich mit der Wachstumshemmung des Wurzelsystems im Zusammenhang, die das P-Aneignungsvermögen der Pflanzen verminderte (KASELOWSKY 1990, KEITA 1986). Die Aussagen von GOLDBERG et al. (1983), HOLMES et al. (1983) und GUPTA und KATHAVATE (1974), gemäß denen die Mn-Gehalte von Pflanzen bei steigender Bodendichte ansteigen,

können anhand der eigenen Werte nicht bestätigt werden. Über steigende Cu-Gehalte und sinkende Zn-Gehalte im Buschbohnenstroh bei Zunahme der Bodendichte berichten PRIMAVESI et al. (1985). In den eigenen Versuchen stiegen die Cu- und Zn-Gehalte im Stroh dagegen bis zur mittleren Verdichtungsstufe an und fielen bei weiterer Verdichtung wieder ab. Dieses Verhalten des Zinks deckt sich mit den Ergebnissen von MEISHERI und DEB (1985) und SHARMA und DEB (1984), die bei zunehmender Dichte einen anfänglich steigenden, oberhalb einer Dichte von ca. 1,45 g·cm<sup>-3</sup> aber wieder abnehmenden Diffusionskoeffizienten für Zn in Böden aufzeigen.

### Schlussfolgerungen

Durch Bodenverdichtung nahmen Wurzellänge und -oberfläche ab, der Wurzeldurchmesser hingegen zu. Die Reduktion der Sproßmasse ist möglicherweise mit einem verminderten P-Aneignungsvermögen zu erklären, das sich aus dem eingeschränkten Wurzelwachstum bei relativ niedrigem P-Angebot im Boden ergab. Die Zunahme der Schwermetallgehalte der Buschbohnenhülsen in der Verdichtungsvariante erklärt sich aus dem niedrigen Ertrag, bzw. dem im Vergleich dazu in der Lockervariante auftretenden Verdünnungseffekt. Die Schwermetallgehalte des Strohs wurden durch Verdichtung je nach Element unterschiedlich beeinflusst, bedenkliche Schwermetallkonzentrationen wurden weder in den Hülsen, noch im Stroh erreicht. Der Zn-, Cu-, Ni- und Mn-Entzug durch den Sproß bezogen auf die Wurzellängeneinheit war aus dem Lockerboden geringer als aus den verdichteten Böden und bei Cd, Zn, Cu, Ni und Mn aus dem Boden mit mittlerer Verdichtung höher als aus denen mit geringer oder hoher Verdichtung.

### Literatur

- BERGMANN, W. (1983): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen.- Fischer Verlag, Stuttgart, S.306  
 BGA (1986): Richtwerte '86.- Bundesgesundheitsblatt 29, Nr.1 vom 01.01.1986, 22-23  
 BROWN, P.H.; DUNEMANN, L.; SCHULZ, R.; MARSCHNER, H. (1989): Z.Pflanzenernähr.Bodenkd. 152,85-91  
 FOROUGHI, M.; VENTER, F.; TEICHER, K. (1981): Landwirtschaftliche Forschung, SH38, 239-248  
 GLINSKI, J.; LIPIEC, Y.J. (1990): Soil physical conditions and plant roots.- CRC Press, Boca Raton, Florida, S. 75ff.  
 GOLDBERG, S.P.; SMITH, K.A.; HOLMES, J.C. (1983): J.Sci.Food Agric., 34,7,657-670  
 GUPTA, J.P.; KATHAVATE, Y.V. (1974): Il Riso, 23,4,373-380  
 HEIN, A. (1988): Dissertation, Universität Göttingen  
 HELAL, H.M. (1991): Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde (im Druck)  
 HELAL, H.M.; ARISHA, H.; RIETZ, E. (1990): Plant and Soil, 123, 229-232  
 HELAL, H.M.; SAUERBECK, D. (1986): Landwirtschaftliche Forschung, 39, 381-388  
 HERMS, U.; BRÜMMER, G. (1978a): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 27, 23-34  
 HERMS, U.; BRÜMMER, G. (1978b): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 27, 181-192  
 HERMS, U.; BRÜMMER, G. (1979): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 29, 533-544  
 HOLMES, J.C.; DONALD, A.H.; CHAPMAN, W.; LANG, R.W.; SMITH, K.A.; FRANKLIN, M.F. (1983): J.Sci.Food Agric., 34,671-684  
 ISERMANN, K.; KARCH, P.; SCHMIDT, J.A. (1984): Landwirtschaftliche Forschung, 36, 283-294  
 KASELOWSKY, J. (1990): Dissertation, Universität Göttingen  
 KEITA, S.K. (1986): Dissertation, Universität Gießen  
 KÖSTER, W. und D. MERKEL (1982): Landwirtschaftliche Forschung, SH39, 245-254  
 KSVO (1982): Klärschlammverordnung, Bundesgesetzblatt 1.Teil vom 25.06.1982, 734-739  
 KUNTZE, H.; HERMS, U.; PLUQUET, E. (1984): Geol. Jahrbuch, A75,715-736  
 MEISHERI, M.B.; DEB, D.L. (1985): J.Nuclear Agric.Biol., 14,43-46  
 PRIMAVESI, O.; de MELLO, F.A.F.; MURAOKA, T. (1985): Anais da E.S.A. "Luiz de Queiroz", 42, 2,303-325  
 SAJWAN, K.S.; LINDSAY, W.L. (1988): Commun. Soil Sci. Plant Anal. 19,1,1-11  
 SHARMA, K.N.; DEB, D.L. (1984): J.Nuclear Agric.Biol., 13, 118-120  
 TENNANT, D. (1975): A test of a modified line intersect method of estimating root length.- J. Ecology, 63,995-1001  
 TRIER, K.; BERGMANN, W. (1974): Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde, 18, 53-63

## **Wurzelwachstum und Nährstoffaufnahme von Weizen und Gerste als Folge unterschiedlicher mechanischer Bodenbelastung**

Müller, A., H. M. Helal und D. Sauerbeck \*)

### **Einleitung**

Die beachtliche Zunahme der Radlasten von landwirtschaftlichen Fahrzeugen in den zurückliegenden Jahrzehnten gibt Anlaß, nach möglichen Bodenverdichtungen und den damit verbundenen Auswirkungen auf das Wachstum der Kulturpflanzen zu fragen. Innerhalb eines vom BMFT geförderten Verbundforschungsvorhabens wird daher untersucht, wie sich das mit Bodenbearbeitungs- bzw. Bewirtschaftungsmaßnahmen verbundene Befahren des Bodens mit unterschiedlichen Radlasten auf die Durchwurzelungsbedingungen, die Wurzelentwicklung und den Nährstoffzug der Kulturpflanzen auswirkt (vgl. MÜLLER et al., 1990). Bei den im folgenden dargestellten Teilergebnissen ist besonders der Aspekt einer differenzierten Kulturartenempfindlichkeit gegenüber Durchwurzelungshemmnissen von Interesse.

### **Methoden**

Die Untersuchungen wurden im Rahmen eines von mehreren Teilprojekten gemeinschaftlich betriebenen Feldversuchs in Braunschweig-Timmerlah auf einer Parabraunerde aus Löß vorgenommen. Der Versuch gliedert sich in Längsparzellen mit 3 Wiederholungen je Variante. Eine Übersicht über die Varianten, die sich hinsichtlich der Radlast sowie der Häufigkeit und dem Zeitpunkt der Überfahrten unterscheiden, findet sich bei STEINKAMPF u. BARTELS (1988). Die Ergebnisdarstellung bezieht sich allein auf den Vergleich der Varianten 0 (ohne Belastung) und 4 (Radlasten: Stoppelbearbeitung 2,2 t; Pflügen 3,7 t; Saatbettbereitung 2,2 t). Die Wurzellängendichte wurde bei Wintergerste mit Hilfe der Profilwandmethode (BÖHM, 1976) bestimmt; beim Winterweizen kam die Bohrkernmethode zum Einsatz, wobei die Probeahme mittels einer Rammsonde durchgeführt wurde (WESTING u. SÖCHTIG, 1985). Eine Charakterisierung der Durchwurzelungsbedingungen unter Wintergerste (1990) erfolgte durch Ermittlung von Rohdichte, Porengrößenverteilung sowie Penetrometerwiderstand anhand von Stechzylinderproben, die aus den Bodenprofilen entnommen wurden. Die Messung des Penetrometerwiderstandes wurde dabei mit einem Feinstpenetrometer bei kontrollierter Bodenwasserspannung im Labor vorgenommen.

Durch die Bestimmung der Sproßtrockenmasse (z.T. Daten aus dem Institut für Betriebstechnik der FAL, BARTELS, unveröffentlicht) sowie der entsprechenden P- und K-Gehalte ließen sich die Phosphor- und Kaliumentzüge der Kulturen bestimmen.

### **Ergebnisse und Diskussion**

Das in der Kontrollvariante 0 unter Wintergerste ermittelte Porenvolumen in der Ackerkrume (Abb. 1) weist auf einen sehr locker lagernden Boden hin. In der mechanisch belasteten Variante 4 nahm das Porenvolumen im Vergleich zur Variante 0 zwischen 10-20 bzw. 20-30 cm Bodentiefe von 54,5 bzw. 52,4 Vol. % auf 47,2 bzw. 48,2 Vol.-% ab. Dies ging vor allem zu Lasten der weiten Grobporen (> 50 µm). Das Mittelporenvolumen stieg allerdings um 3,7 bzw. 5,2 Vol.-% an.

\*Inst.f. Pflanzenern. u. Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt f. Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig, Leiter: Prof. Dr. D. Sauerbeck

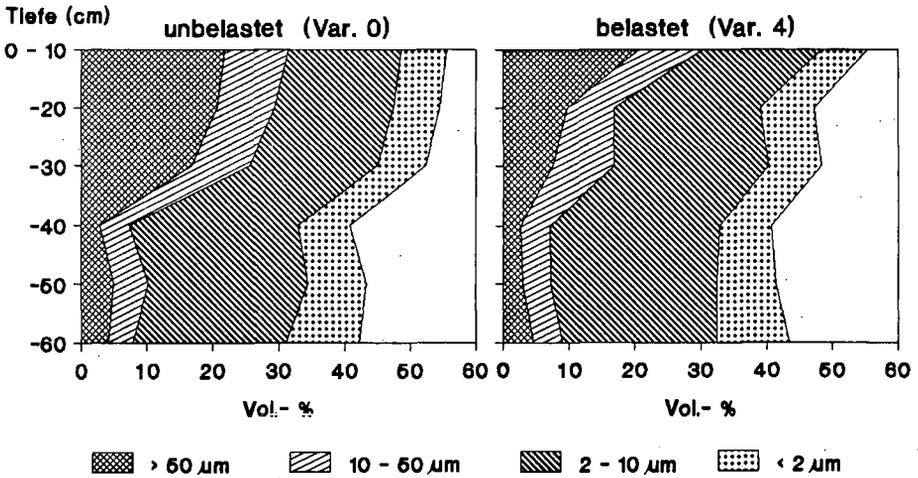


Abb. 1: Porengrößenverteilung im Boden als Folge unterschiedlicher mechanischer Bodenbelastung

Der Penetrometerwiderstand erreichte in den genannten Bodenschichten mit 1,65 bzw. 1,69 MPa bei einer Wasserspannung von pF 2,85 etwa das Doppelte der in der Kontrolle gefundenen Werte (0,79 bzw. 0,88 MPa).

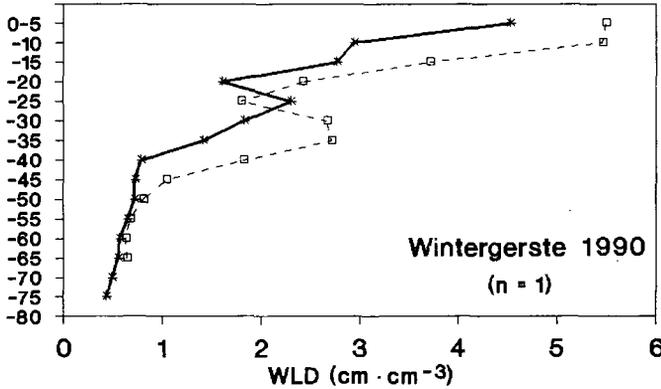
Überraschenderweise konnten jedoch in der Belastungspartzele zur Zeit der Blüte sowohl 1989 als auch 1990 gegenüber dem nicht befahrenen Boden erhöhte Wurzellängendichten im Oberboden unter Wintergerste festgestellt werden (Abb. 2). Möglicherweise kommt dafür ein verbessertes Wasserangebot in der belasteten Krume als Ursache in Frage. Der gestiegene Mittelporenanteil kann diesbezüglich als Hinweis für eine Verbesserung der Wasserspeicherfähigkeit und der ungesättigten Wasserleitfähigkeit betrachtet werden. Trotz intensiverer Durchwurzelung des Oberbodens nahmen allerdings die P- und K-Entzüge - wenn auch zumeist nicht signifikant - an allen Untersuchungsterminen der Jahre 1989 und 1990 in der Belastungsvariante tendenziell ab (Tab. 1). Dies könnte ein Indiz für einen belastungsbedingten Rückgang der Nährstoffaufnahmeeffizienz der Wintergerste darstellen.

Tab. 1: Relative Phosphor- und Kaliumentzüge von Wintergerste (1990) sowie Winterweizen (1989) aus mechanisch hoch belastetem Boden (Var.4); Var. 0 = Kontrolle = 100 %

Frucht	Wintergerste (1990)			Winterweizen (1989)		
	Datum	2.5.	28.5	2./3.5.	13.-15.6.	3.8.
Stadium	31-32	37-39	~65	31-32	61/65	92-93
P	73,6	75,0**	85,0	98,4	100,3	108,6
K	71,5	74,6**	86,4	94,7	93,8	92,1

\*\* : Signifikant mit  $p = 1\%$  im Vergleich zur Kontrolle (LSD-Test)

Tiefe (cm)



Tiefe (cm)

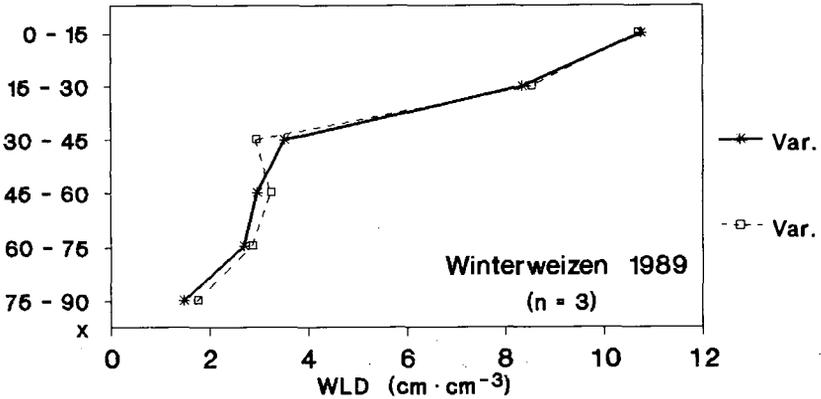


Abb. 2: Wurzellängendichte unter Wintergerste (1990) und Winterweizen (1989) (~ Blüte)

Obwohl die Ergebnisse von SOMMER und DÜRR (1989) für die Winterweizenfläche des Jahres 1989 auf ein im Oberboden der Var. 4 gegenüber der Kontrolle reduziertes Porenvolumen (Var. 0 = 52 Vol.-%, Var. 4 = 47,5 Vol.-%) hindeuten, wurden dort weder bei der Wurzellängendichte in der Krume (Abb. 2) noch bezüglich der entsprechenden P- und K-Entzüge (Tab. 1) wesentliche Unterschiede beobachtet. Aufgrund dieser Befunde schien Winterweizen auf die Veränderungen des Bodengefüges weniger empfindlich zu reagieren als Wintergerste. In der Literatur liegen Hinweise auf eine unterschiedliche Empfindlichkeit verschiedener Pflanzarten gegenüber Bodenverdichtungen vor (LEHFELDT, 1986, 1988). Oft werden dabei wurzelmorphologische Merkmale angesprochen. So kam es in den von GOSS (1977) dargestellten und mittels einer Gasperlenapparatur durchgeführten Untersuchungen durch physikalischen Streß bei Gerste zu einer deutlicheren Einschränkung der Wurzellänge als bei Weizen.

In bezug auf die Nährstoffaufnahmeeffizienz sind aber auch wurzelphysiologisch bedingte Unterschiede zwischen den Pflanzenarten hinsichtlich der Toleranz gegenüber Gefügeveränderungen von Interesse, über die noch wenig bekannt zu sein scheint. HELAL (unveröffentlicht) beobachtete beispielsweise, daß der Assimilateverbrauch von Gersten- im Vergleich zu Weizenwurzeln, bezogen auf die Zahl nachwachsender Wurzelspitzen, bis zu 80 % höher lag. Dies spricht für einen höheren O<sub>2</sub>-Bedarf der Gerstenwurzel - ein Merkmal, das die relative Empfindlichkeit dieser Kultur gegenüber Gefügeveränderungen miterklären könnte.

### **Schlußfolgerungen**

Die mechanische Bodenbelastung wirkte sich bei Gerste vermutlich indirekt über einen veränderten Bodenwasserhaushalt fördernd auf die Wurzellängendichte im Oberboden aus.

Im Gegensatz dazu nahmen jedoch die P- und K-Entzüge in der Tendenz ab. Dies könnte ein Hinweis auf einen wurzelphysiologisch bedingten Rückgang der P- und K-Aufnahmeeffizienz sein.

Weizen zeigte weder im Hinblick auf die Durchwurzelung noch hinsichtlich der P- und K-Entzüge eine deutliche Reaktion und scheint daher im Vergleich mit Gerste weniger empfindlich gegenüber Gefügeveränderungen zu sein.

### **Literatur**

**Böhm, W. (1976):** In situ estimation of root length at natural soil profiles. J. Agric. Sci., 87, 365 - 368.

**Dürr, H.J. u. Sommer, C. (1989):** Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf Pflanzenwachstum und Ertrag. Zwischenbericht zum BMFT-Verbundvorhaben Nr. 0339060. Berichtszeitraum 1.1.89 - 31.12.89.

**Goss, M.J. (1977):** Effect of mechanical impedance on root growth in barley (*Hordeum vulgare* L.), I. Effects on the elongation and branching of seminal root axes. Journal of Experimental Botany, 28, 96-111.

**Lehfeldt, J. (1986):** Durchwurzelung des Unterbodens von Moränenstandorten in Abhängigkeit vom Verdichtungsgrad der Krumbasis und der Pflanzenart. Archiv Acker- Pflanzenbau Bodenkd., 30, 549 - 556.

**Lehfeldt, J. (1988):** Auswirkungen von Krumbasisverdichtungen auf die Durchwurzelbarkeit lehmiger Bodensubstrate bei Anbau verschiedener Kulturpflanzen. Archiv Acker- Pflanzenbau Bodenkd., 32, 533 - 539.

**Müller, A., Helal, H.M. u. Sauerbeck, D. (1990):** Wurzelwachstum von Wintergerste bei unterschiedlicher mechanischer Bodenbelastung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 62, 75 - 78.

**Steinkampf, H. u. Bartels, J. (1988):** Auswirkungen der Bodenbelastung durch den landwirtschaftlichen Maschineneinsatz auf die Bodenbeanspruchung und Bodenverformung. Zwischenbericht zum BMFT-Verbundvorhaben Nr. 0339060. Berichtszeitraum: 1.1.88 - 31.12.88.

**Westing, A. u. Söchtig, H. (1985):** Bestimmung der Wurzeldichte in Böden unterschiedlicher Profiltiefe unter Weizen, Gerste und Zuckerrüben. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43/II, 697 - 701.

## Zur langfristigen Stickstoff-Immobilisation in LÖB-Ackerböden

von  
Nieder, R. & J. Richter \*)

### 1. Einleitung

Die langfristige N-Immobilisation ist in jüngster Vergangenheit als einer der größenordnungsmäßig wichtigsten Prozesse im Stickstoff-Haushalt von Ackerböden bekannt geworden. Der seit den 60er Jahren durch Vertiefung der Ap-Horizonte ausgelöste Humusaufbau führt in Extremfällen zu jährlichen N-Akkumulationsraten bis zu 100 Kg/ha über eine Dauer von mehr als zwei Jahrzehnten (NIEDER & RICHTER, 1991). Die langfristige Stickstoff-Immobilisation dürfte wesentlich dazu beitragen, daß der seit etwa 1960 ansteigende N-Bilanzüberschuß nur zu einem relativ geringen Anteil der Auswaschung als Nitrat unterliegt. Derzeit steht z.B. im südlichen Niedersachsen einem N-Überhang von etwa 80 bis 150 kg/ha/a (BACH, 1987) ein jährlicher  $\text{NO}_3^-$ -N-Austrag von nur rund 20 bis 60 kg/ha gegenüber (KERSEBAUM et al., 1991).

### 2. Material und Methoden

In den Sommermonaten der Jahre 1983 und 1989 wurden auf 105 Schlägen (abgesetzte Krumen von LÖB-Parabraunerden, -Braunerden und -Schwarzerden) aus 14 Marktfruchtbetrieben des südostniedersächsischen LÖBgebietes Bohrstockproben (Mischproben aus 16 Einstichen pro Schlag) entnommen. Für jeden Schlag wurde dabei die mittlere Krumentiefe erfaßt. Anschließend wurden die Proben auf org. C und Gesamt-N untersucht. Alle Daten von Zeitpunkten vor 1983 (Beginn der Untersuchungen: 1966) wurden bei einem kommerziellen Boden-Untersuchungsinstitut bzw. bei den Landwirten direkt erhoben. Im Rahmen dieser Befragung konnten den Betrieben 3 Phasen der Krumentiefen zugeordnet werden:

- KV I: Ende der 60er Jahre (1967-1970)
- KV II: 1. Hälfte der 70er Jahre (1972-1975)
- KV III: Beginn der 80er Jahre (1980-1982)

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Entwicklung der Krumentiefen in den letzten 3 Jahrzehnten

Abbildung 1 zeigt, daß die ursprüngliche Ap-Horizont-Mächtigkeit zu Beginn der 60er Jahre noch etwa 25 cm betrug. Zeitlich versetzt erfolgte flächendeckend bis zu Beginn der 80er Jahre eine Vertiefung der Krumen auf annähernd 35 cm. Zwischen 1983 und 1989 sind die Krumentiefen nahezu konstant geblieben.

\*) Institut für Geographie & Geoökologie, Langer Kamp 19 c,  
3300 Braunschweig

### 3.2 N-Bilanzierung in den Betrieben

#### N-Bilanzierung nach KV I

Bereits bei den Untersuchungen 1983 wurde davon ausgegangen, daß in den Betrieben dieser Gruppe (siehe Tabelle 1) die N-Akkumulation abgeschlossen war. Zum damaligen Zeitpunkt entsprachen -nach etwa 15-jähriger Auffüllungsphase- die C- und N-Gehalte den -Gehalten vor der Krümenvertiefung (angenommene "Gleichgewichts"-Humusgehalte). Innerhalb des Bilanzzeitraumes bis 1983 wurden in den Betrieben 10 und 14 bis zu rund 1500 kg N/ha (N2-N1) festgelegt. Die Untersuchungen 1989 zeigen, daß eine N-Akkumulation über die "Gleichgewichts"-N-Gehalte hinaus erfolgt ist (Betr. 10 und 14; N3-N2). In den letzten 6 Bilanzjahren hat sich der N-Vorrat um weitere 500 kg/ha vergrößert.

#### N-Bilanzierung nach KV II

In der Tabelle 2 wird zusätzlich (vgl. mit Tab. 1) die 1983 berechnete "potentielle" N-Akkumulation (Anreicherung bis zur Wiedereinstellung der N-Gehalte vor KV II) angegeben. Die Ergebnisse zeigen, daß mit Ausnahme des Betriebes 4 die N-Anreicherung zwischen KV II und 1989 (N2-N1 plus N3-N2) bei weitem nicht der potentiellen Festlegung entspricht. Wider Erwarten haben die N-Mengen in Betrieb 8 sogar stetig abgenommen.

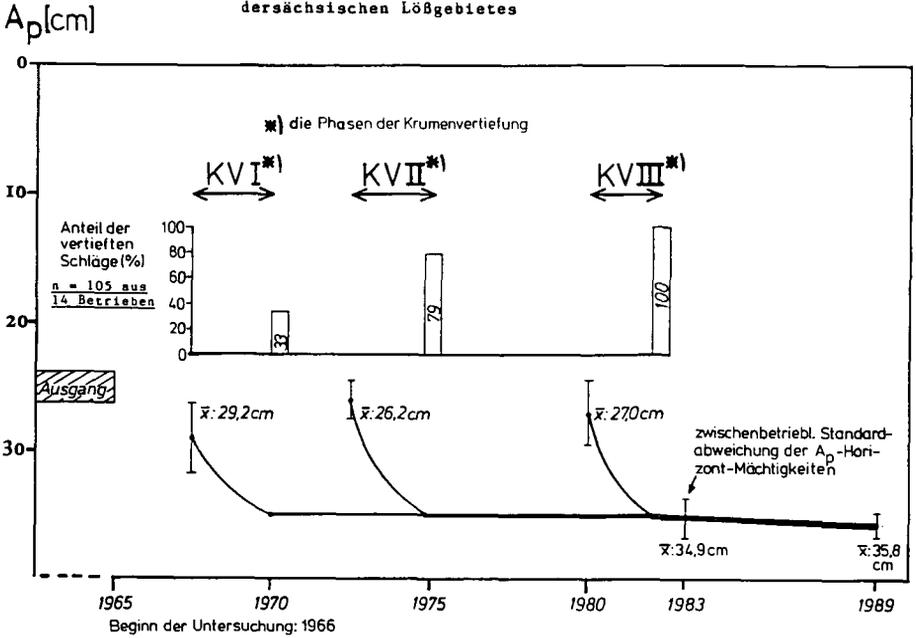
#### N-Bilanzierung nach KV III

Die Gesamt-N-Vorräte (siehe Tabelle 3) weisen zwischen der 1. Untersuchung und der Probenahme 1983 außerordentliche Verluste auf (N2-N1). Dieser, mit dem Abbau von organischer Substanz zusammenhängende N-Schwund ist möglicherweise mit einer Verschlechterung der physikalischen Bedingungen in den tiefen Ap-Horizonten verbunden. Zwischen 1983 und 1989 wurden im Mittel der aufgeführten Betriebe rund 330 kg N/ha immobilisiert. Allerdings sind mit Ausnahme des Betriebes 13 die o.g. N-Verluste noch nicht wieder ausgeglichen. Somit kann für die Betriebe 1, 2 und 11 für die kommenden Jahre von einer Größenordnung der N-Festlegung ausgegangen werden, die zumindest der 1983 berechneten "potentiellen" Anreicherung entspricht.

### 4. Literatur

- BACH, M., 1987: Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1-186
- KERSEBAUM, K.C., HOFFMANN, A., BAUMGÄRTEL, G. & K. SEVERIN, 1991: Standortspezifische Abschätzung der Nitratauswaschung mit Hilfe eines Simulationsmodells aus Daten des Niedersächsischen Nitratraster-Untersuchungsprogramms. Informatik im Umweltschutz, im Druck
- NIEDER, R. & J. RICHTER, 1991: Langfristige Stickstoff-Immobilisation in südostniedersächsischen Ackerböden: Entwicklung in den letzten 25 Jahren. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 32, 248-257

Abb. 1: Veränderung der Krumentiefen in Betrieben des südostniedersächsischen Lößgebietes



Tab. 1:

GESAMT-N-MENGEN ( $N_1, N_2, N_3$ : IN KG/HA) UND N-MENGENÄNDERUNGEN ( $N_2-N_1, N_3-N_2$ : IN KG/HA) NACH KRUMENVERTIEFUNG ENDE D. 60er JAHR

Betr.-Nr.	Anzahl Schläge	B <sup>+</sup> )	vor KV I	1983		1989	
			(KV I: 1967-1970) $N_1$ *)	$N_2$	$N_2-N_1$	$N_3$	$N_3-N_2$
5	6	L	6109	6219	110	6231	12
5	3	T	5171	6311	1140	6296	-15
6	8	L	6762	6672	-90	6649	-23
10	5	L	6822	7662	840	8189	527
10	3	T	6537	8057	1520	8387	330
14	10	L	4254	5842	1588	6333	491
	$\Sigma$ : 35						
$\bar{x}$ aller Schläge	9		5867	6628	761	6859	231

+) nach Bodenkundl. Kartieranleitung, Hannover 1982

\*) inklusive den N-Massen aus dem Unterbodenbereich  $A_{p\text{neu}}-A_{p\text{alt}}$

Tab. 2:

GESAMT-N-MENGEN (N1, N2, N3; IN KG/HA) UND N-MENGENÄNDERUNGEN  
(N2-N1, N3-N2; IN KG/HA) SOWIE POTENTIELLE N-ANREICHERUNG (KG/HA)  
NACH KRUMENVERTIEFUNG IN DER 1. HÄLFTE DER 70er JAHRE

Betr.- Nr.	Anzahl Schläge	B <sup>+</sup> )	vor KV II (KV II: 1972-1975 N1*)	1983			1989	
				N2	N2-N1	Potentielle N- Anreicherung <sup>x)</sup>	N3	N3-N2
3	9	L	5307	5387	80	650	5615	228
4	4	L	4883	5623	740	1390	6028	405
4	4	T	5441	5991	550	..	6155	164
7	5	L	5803	6333	530	920	6203	-130
8	10	L	6151	5901	-250	520	5705	-196
9	8	L	6035	5885	-150	1600	5963	78
12	8	L	4700	4600	-100	980	4675	75
Σ:48								
$\bar{x}$ aller Schläge	8		5526	5652	126	894	5709	57

\*) nach Bodenkundl. Kartieranleitung, Hannover 1982

\*) inklusive den N-Massen aus den Unterbodenbereichen  $A_{p,neu}-A_{p,alt}$

x) Potentielle N-Akkumulation in den tiefen Krümen ( $A_{p,neu}$ ) bis zum angenommenen "Gleichgewichts"-N-Gehalt (N-Gehalte in den Krümen vor KV II)

Tab. 3:

GESAMT-N-MENGEN (N1, N2, N3; IN KG/HA) UND N-MENGENÄNDERUNGEN  
(N2-N1, N3-N2; IN KG/HA) SOWIE POTENTIELLE N-ANREICHERUNG (KG/HA)  
NACH KRUMENVERTIEFUNG ZU BEGINN DER 80er JAHRE

Betr.- Nr.	Anzahl Schläge	B <sup>+</sup> )	vor KV III (KV III: 1980-1982) N1*)	1983			1989	
				N2	N2-N1	Potentielle N- Anreicherung <sup>x)</sup>	N3	N3-N2
1	5	L	5615	4795	-820	1460	4875	80
2	4	L,B	5756	5286	-470	1170	5648	362
11	4	L	7992	7672	-320	1070	7810	138
13	9	L	5656	5276	-380	1150	6037	761
Σ:22								
$\bar{x}$ aller Schläge	5,5		6255	5757	-498	1213	6093	335

\*) nach Bodenkundl. Kartieranleitung, Hannover 1982

\*) inklusive den N-Massen aus den Unterbodenbereichen  $A_{p,neu}-A_{p,alt}$

x) Potentielle N-Akkumulation in den tiefen Krümen ( $A_{p,neu}$ ) bis zum angenommenen "Gleichgewichts"-N-Gehalt (N-Gehalte in den Krümen vor KV III)

Zufuhr von Ernterückständen erhöht die P-Düngerwirkung  
und verbessert die K-Versorgung von Perlhirse auf einem  
sauren Boden in Niger, Westafrika

Rebafka, F.-P.<sup>1</sup>, A. Hebel<sup>2</sup> u. H. Marschner<sup>1</sup>

*Problemstellung*

Das traditionelle Landbausystem in Niger ist weitgehend durch Wanderfeldbau gekennzeichnet. Das Bevölkerungswachstum zwingt jedoch zur Verlängerung der Anbauphasen und Einbeziehung von Standorten mit geringer Bodenfruchtbarkeit mit der Folge sinkender Flächenerträge.

Im südlichen Sahelgebiet von Niger begrenzt der Mangel an Nährstoffen, vor allem Phosphat (Christianson et al., 1990), aber auch Kalium, das Wachstum von Perlhirse (*Pennisetum glaucum* L. R. Br.) stärker als Mangel an Wasser. Der Einsatz mineralischer Düngemittel ist aber für die kleinbäuerliche Landwirtschaft aus Kostengründen kaum möglich.

Gezielte organische Düngung mit Ernterückständen (Hirsestroh) ist im traditionellen Landbau unbekannt. Hirsestroh wird in der Regel als Baumaterial und Brennstoff bzw. als Viehfutter genutzt. Aufgrund des Nährstoffentzugs durch die Ernteprodukte und der geringen Nährstoffrückführung verarmen die Anbauflächen besonders an Phosphat und Kalium.

Die Teilprojekte A1 und B1 des SFB 308 ("Standortgemäße Formen kleinbäuerlicher Landwirtschaft mit dem Forschungsschwerpunkt Westafrika") hatten zum Ziel, durch Düngungsmaßnahmen zur Erhöhung und Stabilisierung der Flächenproduktion von Perlhirse beizutragen.

*Material und Methoden*

Die hier vorgestellten Feldversuche wurden im ICRISAT Sahelian Centre in Sadoré, bei Niamey, Niger durchgeführt. Hierbei handelt es sich um ein typisches Sommerniederschlagsgebiet mit Regenfeldbau. Nähere Angaben zum Boden und zum Klima am Standort zeigt Tabelle 1.

Der Feldversuch wurde mit folgenden Varianten durchgeführt:

- /+ P (13 kg P/ha als Superphosphat)
- /+ ER (Ernterückstände: 2t Hirsestroh/ha),  
als Mulch oberflächlich ausgebracht oder eingearbeitet.

-----  
<sup>1</sup> Institut für Pflanzenernährung, <sup>2</sup> Institut für Bodenkunde;  
Universität Hohenheim, Postfach 700562, 7000 Stuttgart 70

Tab.1: Topographische Lage, sowie wichtige Klima- und Bodendaten des Versuchsstandorts

Standort: ICRISAT Sahelian Center (ISC), Sadoré (45 km südlich von Niamey, 13° 13' N, 2° 07' O), Niger, Westafrika)		
Klima:	Jahresmitteltemperatur:	29,0°C
	(im Versuchsjahr 1990:	29,7°C
Mittlerer Jahresniederschlag:		560 mm
	(im Versuchsjahr 1990:	399 mm
Boden:	(Luvic) Arenosol (Psammentic Paleustalf)	
	pH (H <sub>2</sub> O):	4,9
	KAK: 1,3 meq (100 g) <sup>-1</sup>	
	Basensättigung:	42%
	Organische Substanz:	0,2%

Ergebnisse

Die Zufuhr von Ernterückständen ist ertragswirksamer als eine alleinige P-Düngung (Abbildung 1), obwohl durch 2 t Ernterückstände/ha nur 1 bis 2 kg P zugeführt werden. Die Kombination von Stroh- und P-Düngung führt zu einer weiteren Erhöhung des Biomasseertrags im Vergleich zur P-Düngung allein. Dabei verdoppelt sich der Kornertrag bei oberflächlicher Anwendung (Mulch) bzw. vervierfacht sich nach Einarbeitung der Ernterückstände (Daten nicht dargestellt).

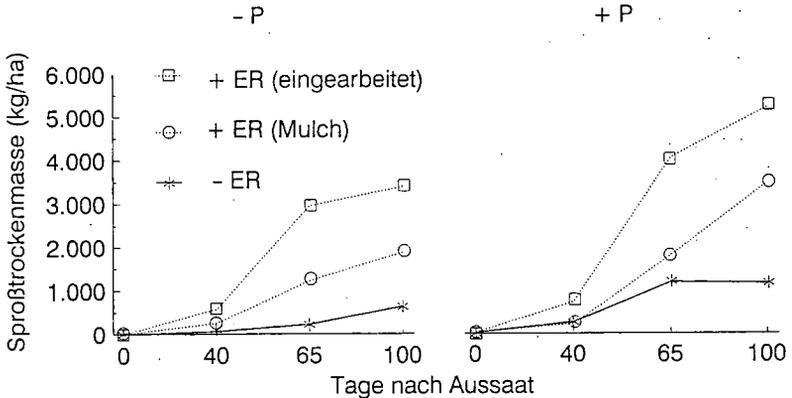


Abb. 1: Einfluß von Ernterückständen (ER) und P-Düngung (+P) auf die Sproßtrockenmasse von Perlhirse (Sadoré, 1990).

Die Zufuhr von Ernterückständen führt zu einer deutlich intensiveren Durchwurzelung des Bodens und damit einer verbesserten Möglichkeit der P-Aufnahme ( Tabelle 2). Zusätzlich wird durch Ernterückstände die P-Konzentration in der Bodenlösung und damit die P-Mobilität im Boden erhöht (Kretzschmar et al., 1991).

Tab.2: Wirkung von Ernterückständen (ER) auf die Sproß-trockenmasse, Wurzellängendichte in 0-10 und 10-30 cm Bodentiefe und die P-Aufnahme bei Perlhirse im Stadium "Schossen" (Sadoré, 1990).

Behandlung	Sproß-trockenmasse (g/Pflanze)	Wurzellängen-dichte (cm/cm <sup>3</sup> )		P-Aufnahme (kg/ha)
		0-10	10-30	
-P -ER	64	0,94	0,17	0,1
-P +ER (Mulch)	254	1,57	0,36	0,8
-P +ER (ein-gearbeitet)	584	3,64	0,82	1,3

Düngung mit Ernterückständen führt dadurch auch zu einer deutlichen Verbesserung der Ausnutzung von Dünger-P (Tabelle 3).

Tab.3: Wirkung von Ernterückständen (ER) auf die Gesamt-P-Aufnahme und die Ausnutzung von Dünger-P (Differenz-methode) bei Perlhirse zum Zeitpunkt "Reife" (Sadoré, 1990).

Behandlung	P-Aufnahme (kg P/ha)	P-Ausnutzung (%)
+P -ER	2,3	17,6
+P +ER (Mulch)	4,5	34,2
+P +ER (eingearbeitet)	6,2	47,5

Mit der Düngung von Ernterückständen wird vor allem Kalium auf die Anbauflächen rückgeführt und der Kaliumverarmung des Bodens entgegengewirkt ( "Nährstoffrecycling"; Tabelle 4). Dies wirkt der Kaliumverarmung am Standort entgegen.

Tab.4: Wirkung von Ernterückständen (ER) auf die Gehalte von pflanzenverfügbarem P und K im Boden (im Stadium Schossen"). (Sadoré, 1990).

Behandlung	Bray-P (mg P/kg)		Austauschb. K (mg K/kg)	
	-----Bodentiefe (cm)-----			
	0-10	10-30	0-10	10-30
-P -ER	7,4	1,4	16	12
+P -ER	12,6	1,7	12	12
-P +ER	7,7	2,0	31	16
+P +ER	21,3	3,5	35	20

Gleichzeitig erhöht die Zufuhr von Ernterückständen deutlich die K-Gehalte im Sproß von Perlhirse (Tabelle 5) und verhindert K-Mangel.

Tab.5: Wirkung von Ernterückständen (ER) auf den K-Gehalt in den Sprossen und auf die Gesamt-K-Aufnahme bei Perlhirse (Sadoré, 1990)

Behandlung	K-Zufuhr (kg K/ha)	K-Gehalt (mg K/g TS)		K-Aufnahme (kg K/ha)
		Schossen* Reife		
-P +ER	-	17,6	2,9	1,7
-P +ER (Mulch)	20-30	41,1	9,0	8,0
-P +ER (eingearbeitet)	20-30	35,9	9,5	9,5

(\* ausreichende K-Gehalte zum Schossen:45 mg K/g T.S.)

### Schlußfolgerungen

Düngung mit Ernterückständen (Hirsestroh) führt vor allem bei Einarbeitung zur Erhöhung und Stabilisierung der Flächenerträge sowie zur effizienteren Ausnutzung mineralischer P-Düngemittel.

Ernterückstände verbessern über Nährstoffrückführung die K-Versorgung der Pflanzen und die Durchwurzelung und erhöhen die Gehalte an pflanzenverfügbarem P und K im Boden.

### Literatur

- Christianson, C.B., A.Bationo und W.E. Baethgen: Effect of soil tillage and fertilizer use on pearl millet yields in Niger. *Plant and Soil* 123, 51-58 (1990).
- Kretzschmar, R.M., H. Hafner, A. Bationo und H. Marschner: Long- and short-term effects of crop residues on aluminum toxicity, phosphorus availability and growth of pearl millet in an acid sandy soil. *Plant and Soil* 136, 215-223 (1991).

Langfristige Nachwirkung der organischen Düngung auf  
fruchtbarkeitsrelevante Bodeneigenschaften in den  
Rostocker Dauerversuchen

von  
Reuter, G. +)

1. Einleitung

Als Beitrag zur Klärung der Humusbildung im Boden sowie der Effizienz verschiedener Bewirtschaftungsverfahren wurden vom Autor 1953 bzw. 1954 drei Dauerversuche angelegt, von denen Hu2 über 10 Jahre, Hul 35 Jahre und Hu3 34 Jahre betreut und ausgewertet wurden. Unter Hinweis auf bereits veröffentlichte detaillierte Ergebnisse (s. Literaturangaben) wird in diesem Beitrag eine Übersicht gegeben und die langfristige Nachwirkung der organischen Düngung hervorgehoben.

2. Konzeption und Versuchsdurchführung (s. REUTER 1981)

Zum Vergleich verschiedener Düngungsverfahren wurden die Varianten

UNG = Ungedüngt	STR = Stroh + Mineraldüngung
MIN = Mineraldüngung	FRI = Frischmist
	STA = Stapelmist
	ERD = Erdmist (n. KERTSCHER)
	IND = Indorekompost (n. HOWARD)

einbezogen. Innerhalb eines Versuches wurden die organischen Dünger jeweils in gleichen Mengen an organ. Trockenmasse (TM) appliziert. Die Gehaltsbestimmung erfolgte über den Glühverlust. - Nach 20 bzw. 19 Jahren wurde die organische Düngung eingestellt und durch einheitliche Mineraldüngung ersetzt, um über weitere 15 Jahre die Nachwirkungseffekte zu prüfen.

Zur Prüfung des Einflusses der Bodenarten auf die Humusbildung sowie verschiedene physikalische und chemische Bodeneigenschaften wurden sandige und lehmige Substrate wie folgt einbezogen:

- Kleinparzellenversuch Hul: Bändersand-Rosterde (1'S)
- Kleinparzellenversuch Hu2: Lehm-Braunstaugley (sL)
- Gefäßversuch Hu3: - Geschiebelehmmergel (sL) aus Grundmoräne  
- Quarzsand (S) von Hohenbocka/NL

Die Substrate dieses Gefäßversuches waren zu Beginn praktisch humusfrei. Es sollte gewissermaßen der in der Natur zumeist schon vor Jahrtausenden eingeleitete Prozeß der Humusbildung unter Kulturbedingungen nachvollzogen werden.

+\*) Universität Rostock, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Justus-von-Liebig-Weg 6, PF 27-06, Rostock, D-0-2500

### 3. Entwicklung der Humusgehalte (s. REUTER 1991a)

Als Humus wird hier die gesamte organische Bodensubstanz (OBS) verstanden, deren Bestimmung aus  $C_{org} \times 1,724$  erfolgte.

Im Kleinparzellenversuch Hul ergab sich durch unterschiedliche Bewirtschaftung nach 20 Jahren bei UNG eine Verminderung des anfänglichen Humusgehaltes ( $\bar{x}$  1,2 %) um rel. 19 %. Durch MIN wurde dieser Abfall verhindert. Die organische Düngung (im Mittel jährlich 37 dt org.TM/ha) bewirkte dagegen deutliche Erhöhungen der Humusgehalte. Diese staffelten sich nach der differenzierten Qualität der Dünger in der Reihenfolge FRI < STA < ERD < IND, wobei die letzte Variante mit 2,7 % eine Verdoppelung des ursprünglichen Gehaltes erbrachte. - Betrachtet man den Verlauf in den 15 Nachwirkungsjahren, so zeigt sich -außer einem geringfügigen Anstieg in der Variante MIN- bei den organisch gedüngten Varianten der erwartete Abfall der Humusgehalte. Doch ist festzustellen, daß die Endwerte im 35. Jahr noch sehr erheblich über den Anfangswerten liegen: Bei ehemals FRI sind es rel. +21 %, bei STA, ERD und IND zwischen +39 und +58 % !

In den anfangs humusfreien Substraten des Gefäßversuches Hu3 stellt sich die Entwicklung folgendermaßen dar: Durch Mineraldüngung wurden nach 19 Jahren im Sand immerhin 0,94 % und im Lehmmergel 1,6 % Humusgehalt erreicht. Die organische Düngung (im Mittel 67,5 dt org.TM/ha) ergab noch wesentlich stärkere Anreicherungen. Die beste Wirkung zeigte -ebenso wie im Parzellenversuch- der Indorekompost (im Sand 4,0 %, im Lehmmergel 4,5 %). Eindeutig ist die generelle Überlegenheit der Lehmmergel-Varianten gegenüber Sand. - Das gilt auch bezüglich des Abbauverhaltens in der Nachwirkungsperiode: Im Mittel der drei früher organisch gedüngten Varianten sind nach 15 Jahren beim Lehmmergel noch 86 % der bis 1972 angereicherten Humusmengen vorhanden, beim Sand **77** %, was ebenfalls sehr beachtlich ist. Übrigens entspricht die Abbaurrate im Sandblock mit 23 % fast genau den Verhältnissen im Parzellenversuch. Dadurch werden gewisse Bedenken bezüglich der Repräsentanz eines Gefäßversuches im Vergleich mit Feldbedingungen für die hier geprüfte Problematik weitgehend gegenstandslos.

### 4. Entwicklung der Sorptionseigenschaften (s. REUTER 1991b)

Als Beispiel für die von Menge und Qualität der organischen Bodensubstanz (Humus) beeinflussten weiteren fruchtbarkeitsrelevanten Bodenparameter werden einige Ergebnisse unserer Untersuchungen der Sorptionseigenschaften vorgestellt:

Im Parzellenversuch Hul lagen die Ausgangswerte der Kationenumtauschkapazität (KUK) bei 5 mval/100g ( $\hat{=}$  50 mmol<sub>c</sub>/kg). Die Anstiegskurven der organisch gedüngten Varianten bis zum 20. Jahr ähneln weitgehend der Humusentwicklung und erreichen 7 bis 9 mval/100g. - In der Nachwirkungsperiode fällt auf, daß die Reduzierung der KUK-Werte ( $\bar{x}$  -11,5 %) geringer ist als der Humusabbau ( $\bar{x}$  -21,7 %).

Im Gefäßversuch Hu3-Sand tritt bei den organisch gedüngten Varianten nach Erreichung von KUK-Werten zwischen 3,5 und 10,4 mval/100g in der Nachwirkungsperiode eine ähnliche Erscheinung auf (Humus -22,7 %, KUK nur -11,7 %).

Im Gefäßversuch Hu3-Lehmmergel, wo die entsprechenden Varianten KUK-Werte zwischen 9,0 und 14,5 mval/100g erreicht hatten, zeigt sich diese Diskrepanz besonders auffallend: Dem Humusabbau ( $\bar{x}$  -14,4 %) steht eine Erhöhung der KUK-Werte gegenüber ( $\bar{x}$  +16,0 %). Diskussion:

#### 5. Entwicklung der Humusqualität

Offensichtlich war der Abbau organischer Substanzen mit Umwandlungsprozessen gekoppelt, die zur Qualitätsverbesserung der Humusstoffe führten. Dies geht auch aus weiteren Untersuchungen hervor, die bei Hu3-Lehmmergel für den Nachwirkungszeitraum Anstiege im Gehalt an Stickstoff (REUTER 1991b) und den für die Aggregierung bedeutsamen langkettigen Lipoiden sowie Verbesserungen des technologisch relevanten Konsistenzverhaltens nachweisen konnten (LEINWEBER, KAHLE, SCHULTEN 1991; KAHLE, REUTER 1992).

#### 6. Grasland/Acker-Vergleich (s. REUTER 1991a,b)

Mit der generellen Umstellung auf Mineraldüngung wurde die Lehmmergel-Variante des Gefäßversuches Hu3 unterteilt in

G = Weiterführung der Graslandbewirtschaftung

A = Umstellung auf Ackerbau (Hackfrucht-Getreide).

Die Auswirkungen der Ackerbewirtschaftung zeigen sich in einer deutlich verstärkten Verringerung der Humusgehalte. Im Vergleich zu G betrug die mittlere Effizienz nach 6 Jahren -36 %, später dann -14 %. Die sich daraus ergebende Verringerung der Kationenumtauschkapazität beträgt 6 bis 8 %.

#### 7. Tonsubstratapplikation (s. REUTER 1991a,b)

Im Kleinparzellenversuch HulTo9 wurden die ehemals unterschiedlichen Düngungsvarianten unterteilt in

a = ohne Tonsubstrat

b = Tonsubstratapplikation (Bentonit).

6 Jahre nach der ersten Applikation wurde die mittlere Effizienz

hinsichtlich der Veränderung von KUK mit +9 % festgestellt. Die abermalige Tonsubstratgabe (mit höherer Dosis) ergab bei Versuchsende +20 %. - Daß diese beachtliche Bodenverbesserung nicht nur auf die Sorptionsleistung der zugeführten mineralischen Kolloide zurückzuführen ist, zeigt die Erhöhung der Humusgehalte ( $\bar{x}$  +2 bis +7 %). - Noch deutlicher traten solche positiven Effekte beim Gefäßversuch Hu3Tolo (Sand) in Erscheinung: Hier wurden die zwei Tonsubstratapplikationen gestaffelt (jeweils einfache und doppelte Menge). Bei den eingetretenen Erhöhungen der KUK zeigt sich sehr deutlich ein Staffeleffekt sowohl nach der ersten (+6 bzw. +14 %) als auch nach der zweiten Applikation (+45 bzw. +80 %). - Beachtlich sind auch hier die Auswirkungen auf den Humusgehalt, vor allem bei Versuchsende (+11 bzw. +20 % gegenüber "ohne Ton").

### 3. Schlußbemerkungen

Die hier auszugswise vorgestellten Ergebnisse der Rostocker Dauerversuche lassen deutliche Unterschiede in der Wirkung verschiedener Düngungssysteme, vor allem auch hinsichtlich ihrer langfristigen Nachwirkung auf fruchtbarkeitsrelevante Eigenschaften von Sand- und Lehmböden erkennen, wobei die besondere Bedeutung der organischen Düngung hervorgetreten ist und sich Qualitätsunterschiede zwischen verschiedenen organischen Düngern mehrfach bestätigen.

### 9. Literaturangaben (Auswahl)

- LEINWEBER, P.; KAHLE, P.; SCHULTEN, H.-R.: Einfluß der Qualität der organischen Substanz auf die Konsistenz landwirtschaftlicher Böden. - Archiv Acker- u. Pflanzenbau, Bodenk. 154 (1991), 169-170
- REUTER, G.: Zwanzig Jahre Rostocker Dauerversuche zur Humusbildung im Boden. I. Mitt.: Versuchsbedingungen und Entwicklung der Humusgehalte. - Archiv Acker- u. Pflanzenbau, Bodenk. 25 (1981), 277-285
- REUTER, G.: Ertragsverhältnisse bei den Rostocker Dauerversuchen zur Humusbildung im Boden. - Tag. Ber. AdL Berlin 205 (1982), 87-95
- REUTER, G.: 35 Jahre Rostocker Dauerversuche. I. Entwicklung der Humusgehalte, II. Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften. - Archiv Acker- u. Pflanzenbau, Bodenk. Berlin 35 (1991a, b). Im Druck
- REUTER, G.; LEINWEBER, P.: Influence of clay substrate application on the formation of organo-mineral complexes in the soil. - Proc. 7th Euroclay Conf. Dresden, Vol.3 (1991), 869-874

## Stickstoffverluste in Ackerlößböden NW-Chinas

von

Roelcke, Marco, Li Shengxiu, Jörg Richter\*

### 1. Einleitung

In den Lößböden NW-Chinas beträgt die "Ausnutzungsrate" mineralischen Stickstoffs nur zwischen 30 und 40%. Grund dafür ist praktisch ausschließlich die hohe  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung, die wegen des Einsatzes hauptsächlich von Harnstoff- und Ammoniumdüngern im semiariden Klima bei pH-Werten der Böden um 7.7 und hohen Gehalten an freiem  $\text{CaCO}_3$  besonders bei oberflächlicher Applikation extrem hohe Werte annehmen kann. Ziel des Vorhabens ist es, mit Hilfe einfacher, möglichst direkter Messungen die Verluste zu demonstrieren und bilanzmäßig zu erfassen.

### 2. Material und Methoden

In typischen Fruchtfolgen mit ortsüblicher Düngung (350-450 kg/ha/anno Mineral-N + 110-170 kg N/ha/anno aus Erdmist gegenüber einem Entzug von 280-350 kg/ha/anno durch beide Früchte) wurden auf zwei Standorten die N-Entzüge, die N-Mineralisierung und Verlagerung von Nitrat während des Sommers und die  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigung über längere Zeit nach der in zwei Varianten durchgeführten Dünger-Applikation (als  $\text{NH}_3$  bzw.  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ) gemessen. Die Untersuchungen zur Mineralisierung und Verlagerung erfolgten anhand von Bohrstock-Mischproben. Die  $\text{NH}_3$ -Verflüchtigungsmessung im Felde wurde mit Glocken und Dräger-Röhrchen bei konstantem Luftdurchsatz durch die Glocken wie die  $\text{CO}_2$ -Messung bei Richter, 1972, durchgeführt. Die  $\text{NH}_3$ -Freisetzung nach Düngerapplikation wurde auch im Labor mittels einer Kammermethode gemessen, bei der das in einer Borsäurevorlage aufgefangene  $\text{NH}_3$  durch Titration mit 0.05 N  $\text{H}_2\text{SO}_4$  bestimmt wird. Diese Methode erlaubt die Variation der Durchsatzgeschwindigkeit und damit die Simulation des Windeinflusses.

\*Institut für Geographie und Geoökologie der TU Carolo-Wilhelmina, Braunschweig, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

Durch Vergleich mit der Feldmethode bei konstantem Durchsatz kann der Windeinfluß abgeschätzt werden.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Während der Vegetationsperiode des Maises wurde auf mehreren Schlägen auch in der Zeit hoher N-Aufnahme keine starke Entleerung des Bodens an  $N_{\min}$  festgestellt: N-Mineralisation und N-Aufnahme durch die Pflanzen sind also annähernd gleich groß. -  $N_{\min}$ -Untersuchungen über zwei Vegetationsperioden zeigten überdies keine nennenswerte Auswaschung aus dem durchwurzelten Boden als Konsequenz offenbar eines übers Jahr näherungsweise Gleichgewichts von aufwärts und abwärts gerichteter Wasserbewegung. Damit scheinen die gasförmigen N-Verluste die Hauptverluste aus dem System zu sein.

Die Messung der kumulierten  $NH_3$ -Verluste im Feld nach der Düngerapplikation zeigte die erwartete Abhängigkeit von der Düngerform (nach  $NH_4HCO_3$  etwa drei mal mehr Verluste als nach Harnstoff-Applikation) und von der Einarbeitungstiefe (Einarbeitung schon in geringe Tiefen reduziert die Verluste um mehr als das zehnfache gegenüber oberflächlicher Ausbringung). Die Laborkammermethode zeigt die gleichen Abhängigkeiten, gestattet aber gleichzeitig die Ermittlung der Abhängigkeit der  $NH_3$ -Flüsse von der Luftaustauschrate bzw. der Windgeschwindigkeit. Die Luftaustauschrate der Feld-Glockenmethode liegt um etwa eine Größenordnung niedriger als es den gemessenen Windgeschwindigkeiten entspricht. Entsprechend liegen auch die gemessenen kumulierten  $NH_3$ -Verlustraten im Felde mit 3 bzw. 8 % für die beiden applizierten N-Formen bei oberflächlicher Einarbeitung um etwa eine Größenordnung zu niedrig.

Während nach  $NH_4HCO_3$ -Applikation der kumulierte  $NH_3$ -Verlust sehr schnell ansteigt und bereits nach 1-2 Tagen sich nicht mehr nennenswert verändert, steigen die kumulierten Verluste nach Harnstoff-Applikation annähernd gleichmäßig während zwei bis drei Wochen an. Die Unterschiede beruhen auf dem hohen Dampfdruck des  $NH_4HCO_3$  einerseits, der zeitbeanspruchenden Auflösung der Harnstoff-Kristalle und der anschließenden Harnstoff-Hydrolyse in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte andererseits.

Mit Glocken-Methode und Drägerröhrchen lassen sich die charakteristischen Unterschiede der zeitlichen Verläufe der  $\text{NH}_3$ -Entbindung bei den verschiedenen Düngungsvarianten und der Einfluß der Ausbringungsverfahren im Felde prinzipiell richtig wiedergeben. Für die absolute Höhe der Verluste ist jedoch eine Korrektur entsprechend der Windgeschwindigkeit notwendig. Diese läßt sich mit relativ geringem Aufwand mit Hilfe der Labor-Kammer-Methode hinreichend genau gewinnen.

#### 4. Literatur:

Richter, J.: Zur Methodik des Bodengashaushaltes: I. Ökologisches Modell & II. Ergebnisse und Diskussion  
Ztschr. Pflanzenern.Bodenkde. **132**, 208-239, 1972



Längerfristige Wirkungen sehr hoher N-Düngergaben auf bodenchemische sowie ernährungs- und vegetationskundliche Kennwerte eines Kiefernökosystems

von  
Rodenkirchen, H.<sup>\*)</sup>

In den Jahren 1962 bis 1965 wurde von WEHRMANN und KENNEL in einem schwachwüchsigen, an Stickstoffmangel leidenden Oberpfälzer Kiefernbestand ein Stickstoffsteigerungsversuch durchgeführt. Ziel war die Ermittlung der im Versuchsgebiet optimalen N-Ernährung der Kiefer. Aufgrund der rezenten Diskussion über eine mögliche depositionsbedingte N-Sättigung von Ökosystemen erschien der Versuch erneut von Interesse. 25 Jahre nach Versuchsbeginn (1987) werteten wir das Experiment bodenchemisch, vegetationsökologisch und ernährungskundlich aus. Von besonderem Interesse war dabei die Frage, inwieweit der saure, biologisch inaktive und sorptionsschwache, anlehmgige Sandboden (Obere Kreide) zur N-Speicherung befähigt ist. Der zu Versuchsbeginn (1962) 36-jährige Bestand (Bonität III. 5) stockt auf einer Podsol-Braunerde mit einem im Jahr 1987 ca. 4-5 cm mächtigen Rohhumus (Oh: C/N = 35). Der Versuchsort (380 m ü. NN, Staatl. Forstamt Bodenwöhr) ist durch ein subkontinentales Klima charakterisiert (7°C; 630-700 mm). In der Bodenvegetation dominieren Zwergsträucher, epigäische Flechten und azidophytische Moose. Tab. 1 informiert über den N-Steigerungsversuch. Die bodenchemische Inventur der Varianten N0, N2 und N4 erfolgte anhand von je 48 Stichproben (8 Mischproben) pro Tiefenstufe.

Tab. 1: N-Steigerungsversuch (nach [4])

Versuchsvarianten (je 2 Parallelpzellen à 400 m <sup>2</sup> )	kg/ha Reinstickstoff (N) als Kalkammonsalpeter				Summe
	1962	1963	1964	1965	
N0 (Kontrolle)	-	-	-	-	-
N1	150	50	50	50	300
N2	200	50	100	100	450
N3	250	200	200	200	850
N4	300	300	300	300	1200

**Ergebnisse und Diskussion**

Die Oh-Lage und der oberste Mineralbodenbereich zeichneten sich nach N-Düngung durch erhöhte N-Gehalte, N-Vorräte und verminderte C:N-Verhältnisse aus (C:N von Oh: N0 = 35,0; N2 = 29,5; N4 = 25,9). Infolge der KAS-Düngung fiel eine größere Menge an N-reicher Nadelstreu an [4, 6]. Auch wurde N wohl auf direktem Wege in Mikroorganismen, Bodentiere und Huminstoffe eingebaut. Der Standort war aufgrund eines ehemaligen Waldbrandes und früherer Streunutzung an N untersättigt. Bemerkenswerterweise zeigten die Düngervarianten N2 und N4 dieselben N-Vorräte im Oberboden bis 30 cm Mineralbodentiefe nach 25 Jahren (Abb. 1); gegenüber der Kontrolle ergab sich ein mittlerer Anstieg um 14 %, d.h. ca. 250 kg/ha. Offensichtlich deutet sich hier ein Maximum der N-Speicherung bei hoher KAS-Dosierung an. Auf der mit 1200 kg gedüngten Variante N4 fanden sich im Oberboden

<sup>\*)</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, Universität München, Amalienstr. 52, 8000 München 40

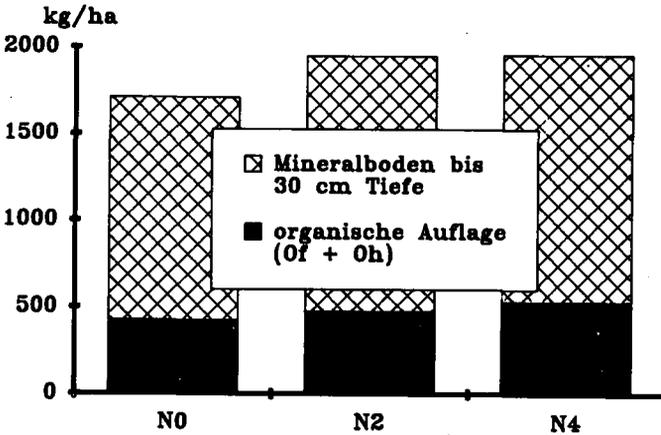


Abb. 1: Durchschnittliche N-Vorräte im Oberboden (August 1987)

nur noch 21 % des gedüngten Stickstoffs, auf der schwächer dosierten Variante N2 noch ca. 54 %. Trotz "Stickstoffhungers" der Vegetation und relativ jungem Alter des Bestandes wurden im Holz und in der Rinde der Bäume und Sträucher grob geschätzt nach Düngung nicht mehr als höchstens 100 kg N/ha zusätzlich festgelegt (incl. durchforstungsbedingte Entzüge; [3]). Der Rest des Fehlbetrags wurde offensichtlich in den Wintermonaten mit dem Sickerwasser nach unten ausgespült; es müssen auf der Variante N2 ca. 100-150 kg N/ha, auf der Variante N4 ca. 850 kg N/ha gewesen sein. Möglicherweise wurden auch a priori vorhandene organische N-Verbindungen infolge eines "priming" Effekts und nach anfänglicher pH-Erhöhung (s.u.) verstärkt mineralisiert. Die geringe Sorptionskraft des sauren Mineralbodens ( $K_{A_{eff}}: 1-5 \text{ mmol IA}/100 \text{ g}$ ) ließ vermutlich auch  $\text{NH}_4^+$ -Auswaschung zu. Die sehr begrenzte N-Speicherkapazität des Bodens erklärt sich auch aus dem Fehlen wühlender Bodentiere, dem Ausbleiben von Ton-Humus-Koppelung [1] und der geringmächtigen organischen Auflage.

Weder die C-Gehalte noch die Humusvorräte des Oberbodens zeigten signifikante Behandlungseffekte. Der nach N-Düngung in den ersten Versuchsjahren deutlich erhöhte Streuanfall [4] wurde offensichtlich durch verstärkte Streuzersetzung kompensiert. Auf der Variante N4, die in den ersten Jahren durch auffallenden Schneebruch gekennzeichnet war, wurde möglicherweise eine Humusakkumulation wegen leichter Bestandesauflichtung verhindert. Zu berücksichtigen ist auch die Wirkung des  $\text{CaCO}_3$ -Anteils im Kalkammonsalpeter. So wurden auf der Variante N4 immerhin ca. 2,3 t Kalk/ha ausgebracht. Ein anfänglicher pH-Anstieg förderte wohl die mikrobielle  $\text{CO}_2$ -Freisetzung. 25 Jahre nach Versuchsbeginn war der pH der organischen Auflage auf der am stärksten gedüngten Fläche noch um 0,3 pH-Einheiten gegenüber jenem der Kontrolle angehoben ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}: 3,6 \rightarrow 3,9$ ). Deutlichere Effekte zeigten sich bei den Gehalten und Vorräten an austauschbarem Calcium und bei der Basensättigung (Tab. 2); diese waren auf der Variante N4 bis in 20 cm

Tab. 2: Mittlere Ca-Gehalte (0,5 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extraktion) und Basensättigungswerte im oberen Mineralbodenbereich (0-10 cm; August 1987)

Kennwerte	N0	N2	N4
Ca (mmol IA/100 g)	0,2	0,3	0,7
V (%)	8,0	12,1	22,7

Tiefe des Mineralbodens noch deutlich erhöht (im Oberboden bis 30 cm Tiefe waren noch 22 % der gedüngten Ca-Menge austauschbar gebunden!). Auf der Variante N2 war nur eine schwache, nicht signifikante Erhöhung bis 10 cm Tiefe festzustellen. Die nachhaltige Wirkung des Düngerkalks beruht wohl auf den relativ geringen Sickerwassermengen und dem vergleichsweise geringen Nitrifikationspotential der Böden [5]. Nitrat auswaschung spielte vermutlich nur in den Anfangsjahren auf den Versuchsgliedern mit übermäßiger KAS-Düngung eine wichtige Rolle.

Das leicht erhöhte N-Kapital hatte trotz stärkerer Ca-Belegung der Austauschschicht nicht zu einer längerfristig erhöhten N-Verfügbarkeit geführt. 8-10 Jahre nach der letzten Düngung waren die N-Gehalte der jüngsten Kiefernnadeln (Tab. 3) und das Kiefernwachstum [2] auf allen gedüngten Versuchsgliedern wieder auf das Niveau der Kontrolle abgesunken. Möglicherweise war die N-Mineralisation mangels Regenwurmbesiedlung und wegen nur mäßigem Phosphorangebot und Mangel an leicht verfügbaren Kohlenstoffverbindungen behindert. Zu bedenken ist auch das ohnehin schlechte Mineralisationsvermögen bei Sommertrockenheit. Auf den stark gedüngten Versuchsgliedern N3 und N4 war zumindest langfristig kein behandlungsbedingter Rückgang der P-, Mg-, Ca- und K-Nadelspiegelwerte nachzuweisen (Tab. 3). Seit

Tab. 3: Mittlere N-, P-, Ca-, Mg- und K-Gehalte (mg/g Tr.S.) des jüngsten Nadeljahrgangs von Kiefer in verschiedenen Untersuchungsjahren auf den Versuchsvarianten N0, N2, N4

Untersuchungsjahr		N0	N2	N4
N	1962-1966*	13,0	20,6	27,1
	1971**	13,6	15,1	16,3
	1975**	14,4	13,5	n.b.
	1987	15,1	14,2	14,6
P	1962-1966*	1,60	1,60	1,40
	1987	1,47	1,42	1,47
Ca	1962-1966*	3,22	2,54	2,36
	1987	2,52	2,70	2,57
Mg	1962-1966*	1,40	1,20	1,20
	1987	0,73	0,85	0,93
K	1962-1966*	3,22	4,64	4,40
	1987	5,18	5,12	4,93

\* aus [4]

\*\* HÜSER (schriftl. Mitt.)

den 70er Jahren verschlechterte sich die Mg-Versorgung der Kiefer auf allen Versuchsvarianten (Einfluß des ca. 15 km nordwestlich gelegenen Braunkohle-Kraftwerkes Schwandorf??).

Auch die ernährungskundlichen Untersuchungen an Phytomasseproben der Bodenvegetation im Jahr 1987 erbrachten keinen Hinweis auf nachhaltige N-Effekte. Es deutete sich hingegen eine Verbesserung der Ca-Versorgung nach hoher KAS-Düngung an (Tab. 4). Keine Behandlungseffekte zeigten die übrigen Nährelemente. Auf den stark gedüngten Versuchsflächen hatte sich die etwas N-bedürftigere Drahtschmiele nur ganz schwach ausgebreitet, während die Heidelbeere auf N4 sogar an Artmächtigkeit verloren hatte (Tab. 4). Neuauf tretende Sträucher (*Rhamnus frangula*, *Prunus serotina*) verursachten einen Anstieg der Artenzahl auf N4. Nitrophile Kräuter waren trotz Zaunschutz auf den Düngungsflächen nicht gefördert worden. Bemerkenswert ist aber das im Jahr 1987 registrierte, sporadische Auftreten der Schlagpflanze *Epilobium angustifolium* auch auf den Kontrollparzellen,

zumal deren Bestände nicht merklich aufgelichtet wurden. Vermutlich ist dies ein Indiz für die Wirkung erhöhter atmosphärischer N-Einträge und natürlicher Erholungs

Tab. 4: Mittlere Deckungsgrade (%) sowie N- und Ca-Gehalte (mg/g Tr.S.) von zwei dominanten Arten der Bodenvegetation (Juli/August 1987)

Kennwerte, Arten		NO	N2	N4
Deckungsgrade	Drahtschmielen	7	16	11
	Heidelbeere	14	14	4
<u>N-Gehalte</u>				
Drahtschmielen:	Blätter	10,5	9,9	10,1
	Wurzeln	5,7	5,6	5,9
Heidelbeere:	Blätter	17,7	17,9	17,7
	Wurzeln	4,9	5,1	5,2
<u>Ca-Gehalte</u>				
Drahtschmielen:	Blätter	1,8	1,9	2,2
	Wurzeln	0,7	1,1	1,5
Heidelbeere:	Blätter	9,7	10,5	11,5
	Wurzeln	0,5	0,7	0,9

prozesse während der letzten 2 Jahrzehnte. Gestützt wird diese Interpretation durch die im Vergleich zu früher erhöhten N-Gehalte der Kiefernnadeln und durch einen deutlichen Bonitätsanstieg der Kontrollbestände [2].

### Schlußfolgerungen

Das Experiment demonstriert das sehr eingeschränkte N-Retentionsvermögen saurer, humusarmer Sandböden. Extrem hohe Zufuhr an Kalkammonsalpeter führt langfristig weder zu Ungleichgewichten in der Ernährung noch zu Wachstumseinbußen. Schlußfolgerungen hinsichtlich der Wirkung hoher, atmosphärischer N-Einträge auf Kiefern sind aber wegen der Kalk-Komponente des Düngers, der diskontinuierlichen N-Zufuhr im Versuch und mangels N-Einflüssen im Kronenbereich nicht möglich.

### Literatur

- [1] EMBERGER, S. (1965): Die Stickstoffvorräte bayerischer Waldböden. Forst wiss. Cbl. **84**, 156f.
- [2] FOERSTER, W. (1990): Zusammenfassende ertragskundliche Auswertung der Kiefern-Düngungsversuchsflächen in Bayern. Forstl. Forschungsber. München Nr. **105**; 340 S.
- [3] HEINSDORF, D. u. KRAUSS, H.-H. (1990): Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. IFE-Berichte Nr. 18, Eberswalde, 77 S.
- [4] KENNEL, R. u. WEHRMANN, I. (1967): Ergebnisse eines Düngungsversuches mit extrem hohen Stickstoffgaben in einem Kiefernbestand geringer Bonität. XIV. IUFRO Kongreß, Sektion 25: 216-231
- [5] RODENKIRCHEN, H. (1984): Vorräte und Nachlieferung an Mineralstickstoff im Boden eines Meliorationsexperiments zu Kiefer. Ztschr. Pflanzenernähr. u. Bodenk., **147**, 6, 716-729
- [6] ZÖTTL, H. W. (1974): Veränderungen im Makroelementumsatz gedüngter Kiefern bestände. Mittl. Dtsch. Bodenk. Ges. **20**, 339-346

**Nmin-Dynamik und Nitrat-Auswaschung in Niedermooren und Mineralböden des Wasserschutzgebietes Donauried**

RÜCK, F. & K. STAHR<sup>1)</sup>

In Baden-Württemberg werden 80% des genutzten Trinkwassers aus Grundwasservorkommen gefördert. Wie in anderen Grundwasservorkommen stiegen auch im WSG Donauried die Nitrat-Konzentrationen in den letzten Jahrzehnten an, im westlichen Bereich z.B. von 13 mg/l im Jahr 1950 auf 40 mg/l 1988 (MEHLHORN & BERGER, 1991).

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Donauniederung nordöstlich von Ulm. Die Wasserschutzzone II (Engere Schutzzone) hat eine Ausdehnung von 52 km<sup>2</sup> und besteht zu ca. 1/3 aus kalkreichen Niedermooren und 2/3 schluffig-lehmigen Deckschichten. Das Einzugsgebiet auf der Schwäbischen Alb hat eine Ausdehnung von 350-380 km<sup>2</sup>, die  $\bar{\sigma}$ -Nitrat-Konzentration des Karstgrundwasserabstromes (70 Mio. m<sup>3</sup>) beträgt 32 mg/l beim Übertritt in den Kiesaquifer der Engeren Schutzzone (Grundwasserneubildung 20 Mio m<sup>3</sup>; SCHLOZ, 1991).

Hier wurde nun untersucht, welche N-Frachten aus den Böden der Zone II ausgewaschen werden und zur Nitratbelastung des Grundwassers beitragen. Um die Einflüsse unterschiedlicher Standorte (Böden) und N-Düngung differenzieren zu können, wurden folgende Versuchsstandorte ausgewählt (vgl. Tab. 1):

- Drei kalkreiche Niedermoore, die sich hinsichtlich Nutzung, Torfmächtigkeit und Grundwasserstand unterscheiden
- Drei unterschiedlich humose Mineralböden, mit Versuchsvarianten reduzierter N-Düngung.

Ermittelt wurden die Nmin-Werte der Tiefen 0-30, 30-60, 60-90 cm (dreiwöchentlich, Extraktion an frischen Proben, 1:10 mit 0,0125 m CaCl<sub>2</sub>), die Nitrat-Werte der Bodenlösung in 90 cm (mittels Saugkerzen bei 0,5 bar gewonnen, wöchentlich) und der N-Ernteentzug. Die Sickerung wurde für jeweils dreiwöchige Intervalle mit Hilfe der klimatischen Wasserbilanz berechnet.

Im Niedermoor 1 (Ödland) fiel der GW-Stand von 30 auf 100 cm u. GOF zwischen Mai und September 1989, zeitversetzt ab Juli stiegen die Nmin-Werte von 10 auf 140 kg/ha (dargestellt

**Tab. 1: Ausgewählte Daten zur standortkundlichen Charakterisierung der untersuchten Böden**

Bodentyp	Kalkreiches Niedermoor (NM 1)	Kalkreiches Niedermoor (NM 2)	Kalkreiches Niedermoor (NM 3)	Kalkhaltiger überdeckter Anmoorgley	Pseudovergl. Parabraunerde-Tschermosem	Gley-Tschermosem
Nutzung	Ödland (1966 NSG)	Acker (seit ca. 1930)	Acker (seit ca. 1970)	Acker N-Düngung: betriebsüblich, reduziert, null		
Torfmächtigkeit (cm)	110	142	72			
$\bar{\sigma}$ -GW-Stand cm u. GOF	69	184	275	284	543 <sup>1)</sup>	511
C <sub>org</sub> (kg/m <sup>2</sup> *1m)	69,4	49,5	67,5	21,6	13,3	13,9
N <sub>t</sub> (kg/m <sup>2</sup> *1m)	4,72	3,32	4,55	2,10	1,56	1,14
CaCO <sub>3</sub> (% Oberboden)	61,4	59,1	52,6	9,8	0 (pH 6,5)	0,6

<sup>1)</sup>Zeitweise außerhalb Meßbereich von 600 cm u. GOF.

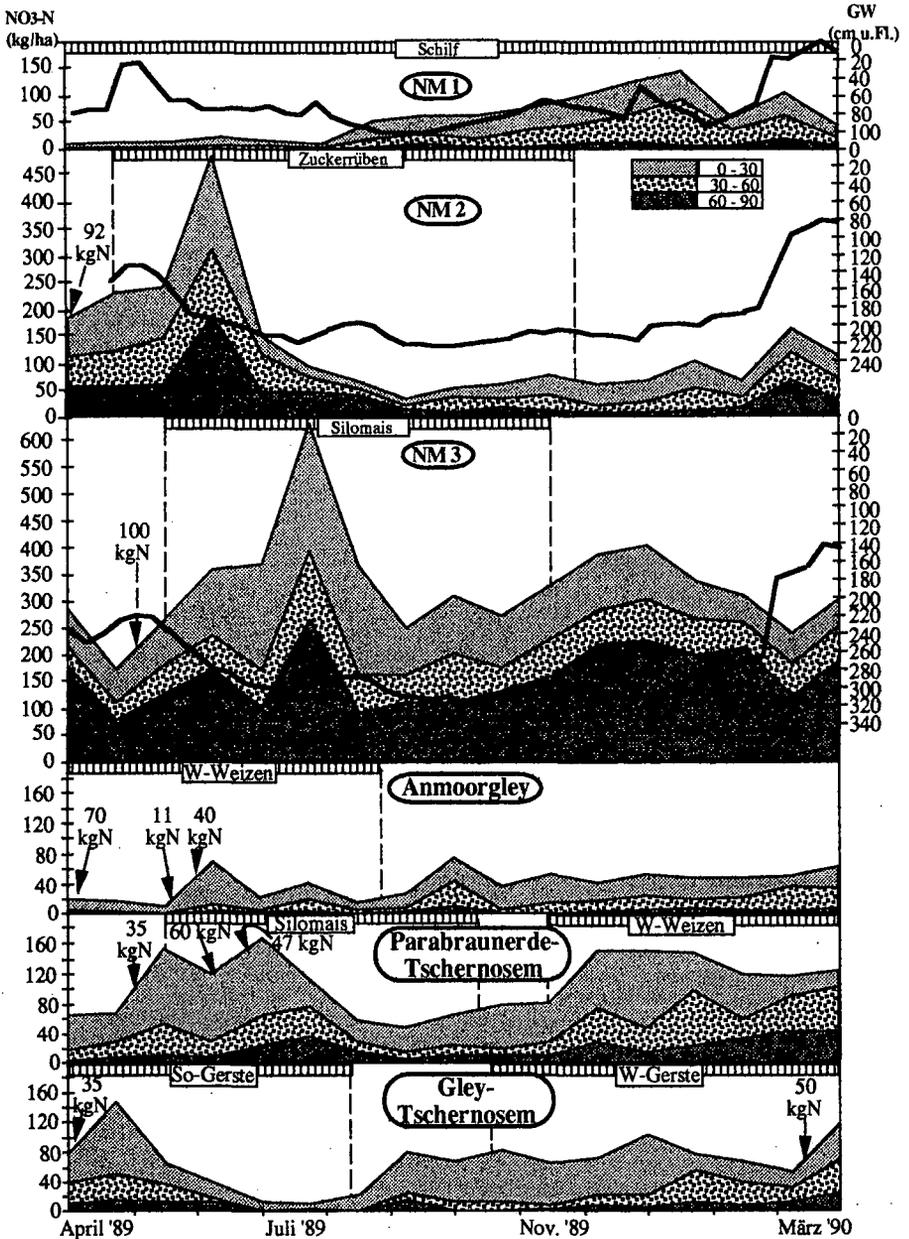


Abb. 1: Nmin-Verlauf (kg NO<sub>3</sub>-N/ha), N-Düngung und Grundwasserstände

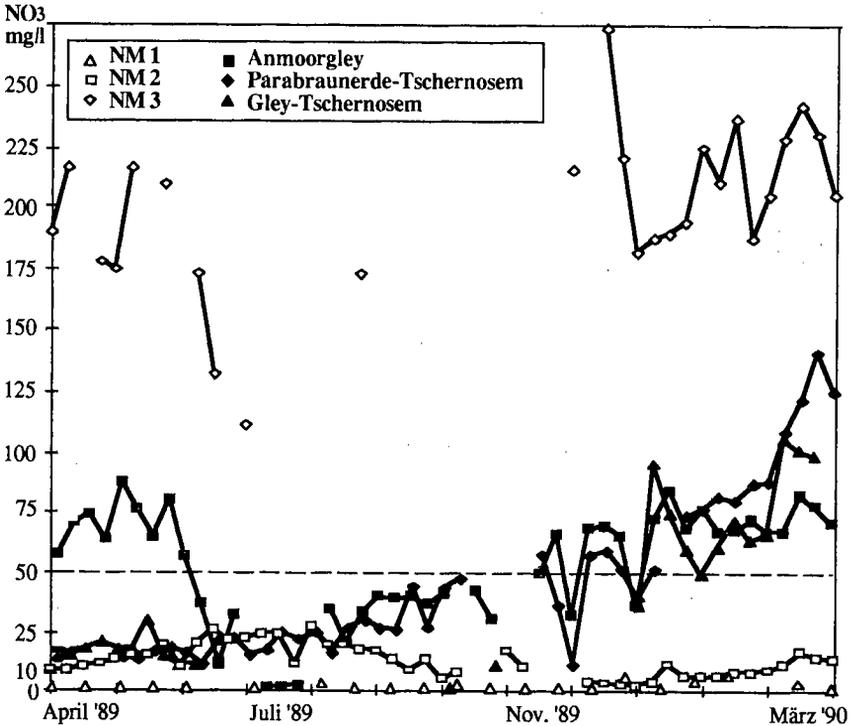


Abb. 2: Nitrat-Verlauf (mg NO<sub>3</sub>/l) der Bodenlösung in 90 cm

jeweils nur Nitrat-N) bis 60 cm Tiefe (Abb. 1). Im I. Quartal 1990 wurde durch heftige Niederschläge allmählich das ganze Profil aufgesättigt. Die N<sub>min</sub>-Werte fielen auf 50 kg N/ha ab. Die Niedermoore 2 und 3 sind ackerbaulich genutzt. Beide erhielten im Frühjahr 1989 ca. 100 kg N in Form organischer Düngung (Gülle bzw. Festmist). Angebaut wurden Zuckerrüben bzw. Silomais. Die Grundwasserstände lagen zwischen 80 und 220 cm in NM 2 und 140 bis 310 cm in NM 3. Die N<sub>min</sub>-Werte stiegen von 180 bis 280 kg N im Frühjahr auf 480 kg in NM 2 (Mitte Juni) bzw. 630 kg in NM 3 (Ende Juli) als Folge der (organischen) Düngung, der Bodenbearbeitung, der zunehmenden Mineralisation (verzögerte Erwärmung in Moorböden) und dem spät einsetzenden Entzug der beiden Hackfrüchte. Bis zur Ernte fielen die Werte auf 60 kg (NM 2) bzw. 320 kg (NM 3), um dann über Winter wieder anzusteigen, in NM 2 auf 160 kg, in NM 3 erfolgt der Anstieg schon früher und stärker. In den drei Mineralböden lagen die N<sub>min</sub>-Werte zwischen 20 und 170 kg Nitrat-N/ha, mithin deutlich niedriger als in den Niedermooren. Nach der Frühjahrsdüngung stiegen die N<sub>min</sub>-Werte an und nahmen im Verlauf der Vegetationsperiode wieder ab. Zum Herbst und über Winter stiegen die N<sub>min</sub>-Werte erneut an, zuerst stärker in den Oberböden, in den Tschernosemen auch in den tieferen Schichten zum Frühjahr hin.

Die Nitrat-Gehalte der Bodenlösung in 90 cm (Abb. 2) unterscheiden sich bei den Niedermooren noch deutlicher als die N<sub>min</sub>-Werte: NM 1 (Ödland, ± wassergesättigt) hat Nitratkonzentrationen von ganzjährig kleiner 5 mg/l, bei NM 2 (Acker, mittlerer GW-Stand und größte Torfmächtigkeit, Torfbasis zeitweise wassergesättigt) reichen die Nitrat-Werte bis maximal 25 mg/l, bei NM 3 mit geringster Torfmächtigkeit und tiefstem Grundwasserstand ein „trockengelegtes Niedermoor“, wurden sehr hohe Konzentrationen von 100 bis 275 mg Nitrat/l gemessen.

Tab. 2: Sickerwasserspende, Nitrat-Konzentrationen und N-Austräge von Niedermooren und Mineralböden (mit mehreren N-Düngungsvarianten) von April 1989 bis März 1990

Niederschlag ø 649 l/m <sup>2</sup>	NM 1	NM 2	NM 3	Anmoorgley	Parabraunerde- Tschernosem	Gley- Tschernosem
Sickermenge (l/m <sup>2</sup> )	-381)	154	278	293	243	174
Nitrat-Konz. gew.-ø (mg/l)	-1)	9,2	205,0	66,4	25,5 - 54,1 <sup>2)</sup>	23,3 - 47,1 <sup>3)</sup>
N-Austrag kg/ha	-1)	3,3	129,5	44,3	13,8 - 30,4 <sup>2)</sup>	9,6 - 17,0 <sup>3)</sup>

1) ETP (nach Haude) > Niederschlag, keine Sickerwasserspende

2) N-Düngungsvarianten von 0 - 206 kg N/ha.

3) N-Düngungsvarianten von 0 - 85 kg N/ha.

In den Mineralböden lagen die Werte während der Vegetationsperiode meist zwischen 10 und 50 mg Nitrat/l. Von November bis März stiegen die Konzentrationen ± beständig an auf bis zu 150 mg/l im Parabraunerde-Tschernosem, 110 im Gley-Tschernosem und 85 im Anmoorgley. Die Hauptauswaschung mit 70 -90 % der jährlichen Sickerwasserspende fand in diesem Zeitraum statt.

Im Versuchszeitraum fielen 649 mm Niederschlag, die Grundwasserneubildung betrug 150 bis 300 mm (Tab. 2), lediglich in NM 1 lag die Evapotranspiration nach Haude (aufgrund hohen Wasserangebots und ganzjähriger Vegetation) höher als die Niederschlagsmenge. Hier wie in NM 2 erfolgt ein geringer Nitrat-Eintrag, es kann (unter reduzierenden Bedingungen bei ausreichendem C-Angebot) von einer hohen Denitrifikation ausgegangen werden. Hingegen erfolgt in NM 3, dem „trockengelegten Niedermoor“, bei sehr hohen Nitratkonzentrationen von 205 mg/l (gewichtetes Mittel) ein N-Austrag mit dem Sickerwasser von 130 kg/ha, also eine wesentliche Nitratbelastung des Grundwassers.

Im Vergleich der Mineralböden wurden die höchsten Nitratmengen aus dem Anmoorgley mit ø 66 mg/l ausgetragen. In den Tschernosemen reicht die Spanne von 23 bis 54 mg Nitrat/l (N-Null- bis betriebsübliche N-Düngung). Hier kann durch reduzierte N-Düngung auch der Nitratgehalt im Sickerwasser gesenkt werden.

#### Literatur:

- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (1989): Arbeitsgruppe Donauried - Abschlußbericht zu den bodenkundlichen Untersuchungen in Schutzzone I+II des WSG Donauried für den Zeitraum 1/88-6/89, unveröffentlicht.
- MEHLHORN, H. & BERGER, P. (1991): Wasserwirtschaft: Landeswasserversorgung; in: STAHR, K., RÜCK, F. & JAHN, R. (Redaktion): Führer zur Bodenkundlich-pflanzenbaulichen Exkursion: Landwirtschaft und Grundwasserschutz im Donauried; anläßlich des 103. VDLUFA-Kongresses in Ulm 16.-21.9.1991.
- RENGER, M., STREBEL, O. & GIESEL, W. (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten, 4. Bericht: Grundwasserneubildung; Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 15, 353-366.
- SCHNEFFER, B. & TOTH, A. (1979): Der Einfluß der Grundwasserhöhe auf die Stickstoffumsetzungen in Niedermoorböden, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 29, 635-640.
- SCHLOZ, W. (1991): Hydrogeologie des Karstgrundwasser-Einzugsgebietes im Bereich der Schwäbischen Alb; in: STAHR, K., RÜCK, F. & JAHN, R. (Redaktion): Führer zur Bodenkundlich-pflanzenbaulichen Exkursion: Landwirtschaft und Grundwasserschutz im Donauried; anläßlich des 103. VDLUFA-Kongresses in Ulm 16.-21.9.1991.

**Dynamik und Elementgehalte von Fichtenfeinwurzeln**  
**Untersuchungen von Beständen in verschiedener Höhenlage**  
**auf Böden aus Kalkgestein**

Alexandra Sandhage\*

**1. Problemstellung**

In den Kalkalpen werden am Wank-Massiv Untersuchungen zur Aufklärung von Waldschäden an Fichte durchgeführt. Neben einer Gelbfärbung der jüngsten Nadeljahrgänge, verursacht durch Fe-Mangel (Kalkchlorose), sind vor allen Dingen die Schäden durch Nadelverluste groß [7].

Als Ursache wird einerseits die direkte Wirkung von Photooxidantien auf die Baumkrone, andererseits aber auch eine indirekte Wirkung von Schadeinflüssen über den Boden (Trockenheit, N?) diskutiert [4].

Wurzeluntersuchungen können einen Beitrag zur Klärung dieser Hypothesen leisten, da sie als Bindeglied zwischen Boden und Pflanze zum einen vom chemischen Milieu der Rhizosphäre, zum anderen von der Assimilatversorgung durch die Baumkrone beeinflusst werden.

**2. Zielsetzung und Fragestellungen**

Ziel des Vorhabens ist es auf ausgewählten entlang eines Höhenprofils gelegenen Versuchsflächen des Wankprojektes, die Wachstumsdynamik, die Umsätze (Neubildung und Abbau) und die Elementgehalte der Feinwurzeln vergleichend zu untersuchen. Die Ergebnisse sollen zu boden- und ernährungskundlichen Parametern in Beziehung gesetzt werden.

Folgende konkrete Fragestellungen liegen den Feinwurzeluntersuchungen am Wank zugrunde:

- Unterscheiden sich die Fichten ausgewählter Probeflächen hinsichtlich ihrer Feinwurzelmassen und -vorräte?
- Weisen die ausgewählten Bestände Unterschiede in ihren Elementkonzentrationen der lebenden Feinwurzeln auf?
- Gibt es Zusammenhänge zwischen den Feinwurzelbefunden und den Kenndaten der Bodenlösung sowie den Nadelspiegelwerten?

**3. Probeflächen**

Das Untersuchungsgebiet am Wank (Estergebirge) erstreckt sich auf einem Südwesthang von 780m Höhe bis in eine Höhe von 1720m. An diesem Höhenprofil sind 7 Meßflächen eingerichtet. Für die Feinwurzeluntersuchungen wurden die Flächen 1 und 7, eingeschränkt die Fläche 3 beprobt.

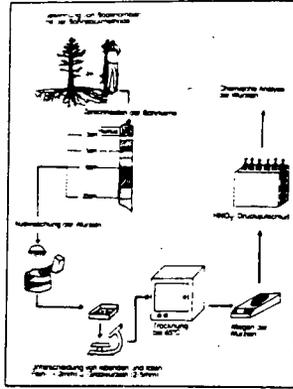
**Tab.:1: Kenngrößen der Probeflächen**

Fl.	Höhe (m)	Expo- sit.	J.n.s (mm)	J.temp. °C	Geolo- gie	Baum- alter	Entnad. (%)
1	1720	SW	1800	3	Dolomit	140	33.7
3	1435	SW	1650	4.8	Plattenk.	130	35
7	780	SW	1300	8	Plattenk.	140	27.9

4. Material und Methoden

4.1.. Methodik der Feinwurzeluntersuchungen

Abb. 2: Methodik der Feinwurzeluntersuchungen



4.2. Gewinnung der Perkulationsbodenlösung

Zur Gewinnung der Perkulationsbodenlösung siehe Hantschel et al. (1989) [4].

5.. Ergebnisse

5.1. Verteilung und Vorräte der Feinwurzelbiomassen

Die Feinwurzelbiomassen der untersuchten Flächen am Wank konzentrieren sich zum großen Teil (etwa 80%) auf die Auflage und bis in 5-10cm Mineralbodentiefe. Besonders gut durchwurzelte ist die Tiefe 0-5cm (Abb.3). Die Feinwurzelvorräte am Wank sind im Vergleich zu sauren Mittelgebirgsstandorten (Solling, Fichtelgebirge) deutlich höher [5,9]. Bemerkenswert ist die erheblich bessere prozentuale Durchwurzelung des Mineralbodens am Wank (Abb.4).

Signifikante Unterschiede in der Verteilung und den Vorräten der lebenden Feinwurzeln zwischen den beprobten Beständen bestehen nicht.

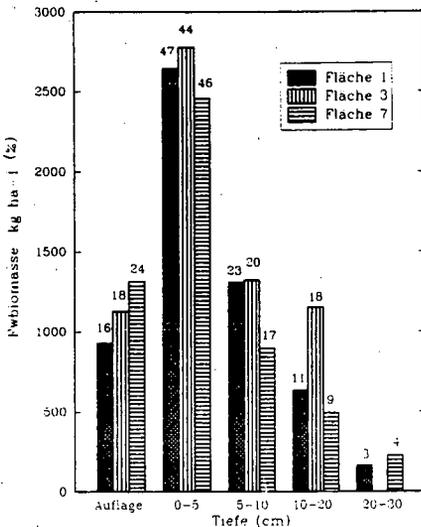


Abb.3 Feinwurzelbiomassenvorräte kg ha⁻¹. Fläche 1,3 und 7 (1 an der ges. Fwbiomasse)

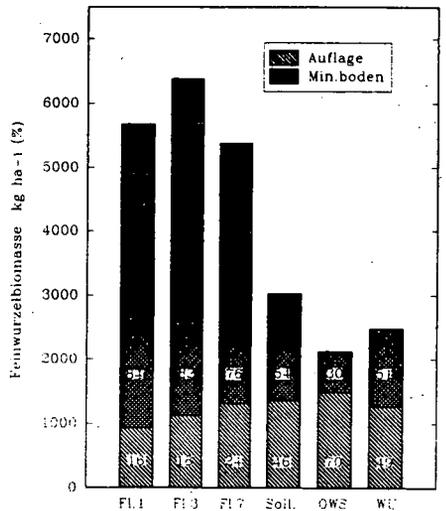


Abb.4. Feinwurzelbiomasse kg ha⁻¹ (1 an der ges. Fwbiom.) Wank, Solling, Oberwarmersteinnach, Wulfersreuth

## 5.2. Wachstumsdynamik

Die Feinwurzelbiomassen und -necromassen in der Auflage und in 0-5cm Mineralbodentiefe unterliegen im Jahresverlauf starken Schwankungen. In den anderen Tiefen bleiben sie dagegen relativ stabil (Abb.5). Spiegebildlich zu starken Zunahmen oder Einbußen bei den lebenden Feinwurzeln verhält sich der Anteil der toten Feinwurzeln an der gesamten Feinwurzelmasse (Abb.6). Vermutete Beziehungen zwischen der Dynamik und den Wassergehalten des Bodens lassen sich bisher nicht bestätigen [4].

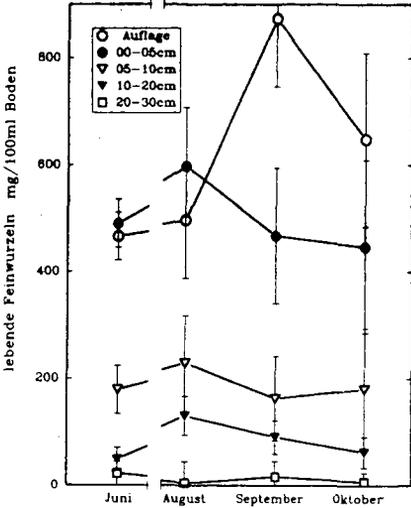


Abb. 5: Wachstumsgang der lebenden Feinwurzeln. Fläche 7. 1990

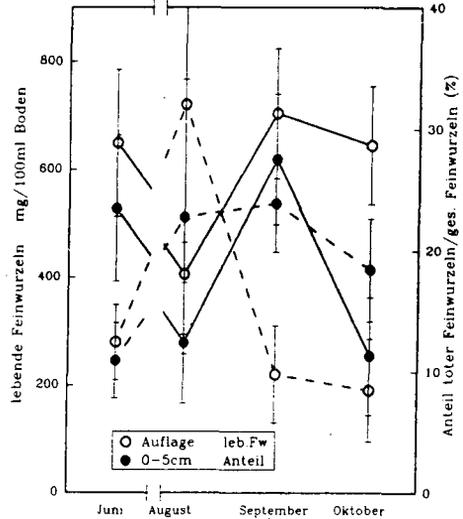


Abb. 6: Lebende Feinwurzeln u Anteil toter Feinwurzeln an der gesamten Feinwurzelmasse. Fl. 1. 1990

## 5.3. Elementgehalte der lebenden Feinwurzeln

Die lebenden Feinwurzeln am Wank sind aufgrund des kalkhaltigen Ausgangssubstrates sehr gut mit Calcium versorgt. Auch K ist in ausreichender Konzentration vorhanden. Die Magnesium-Gehalte zeigen zwischen den Flächen 1 und 7 signifikante Unterschiede (0-5cm Fl.1: 1.6 mg/gTS; Fl.7: 0.8 mg/g TS). Die Aluminium-Gehalte in der Feinwurzelbiomasse nehmen mit der Tiefe zu. Eine Aluminium-Toxizität wie auf sauren Mittelgebirgsstandorten [5,8] ist am Wank nicht zu beobachten.

**Problematisch ist die Versorgung der lebenden Feinwurzeln mit P (Abb.7), N (Abb.8) und Fe.** Die Gehalte liegen zu Teil weit unter den Werten, bei denen Ingestad [2] Mangelerscheinungen an Fichten feststellte. Dies stimmt gut mit nadelanalytischen Ergebnissen von den Probeflächen überein, die eine angespannte P-, N- und Fe-Versorgung erwarten lassen. (Nadel P=0.85; Nadel N=11.8; Nadel Fe=0.047 mg/g NTS [7]).

## 5.4. Beziehung zwischen Feinwurzel- und Perkolationsbodenlösung

Die Zusammensetzung der lebenden Feinwurzeln wird eindeutig vom chemischen Milieu der Rhizosphäre beeinflusst. Die Calcium- und Magnesiumgehalte in den lebenden Feinwurzeln korrelieren mit dem pH in der Bodenlösung. Aber auch die absoluten Konzentrationen einiger Elemente (Ca, Mg, K) in der Perkolationsbodenlösung stehen in Beziehung zu den entsprechenden Werten in den Feinwurzeln.

Auf die Festlegung von P in stabile Ca-Phosphate deutet die negative Korrelation zwischen den Ca-Gehalten in der PBI und den P-Gehalten ( $r = -0.89$ ) in den lebenden Feinwurzeln am Wank hin.

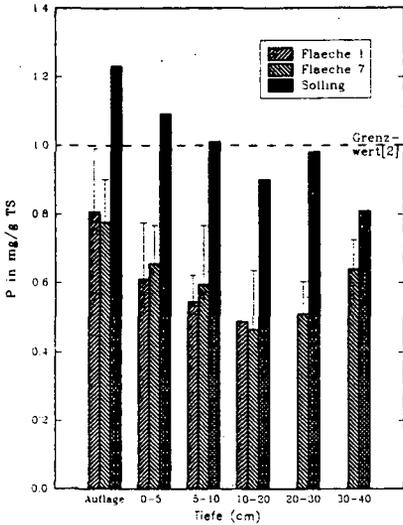


Abb. 7: P in lebenden Feinwurzeln  
Flächen 1 u. 7, Juni 1990  
Solling, Juni 1982

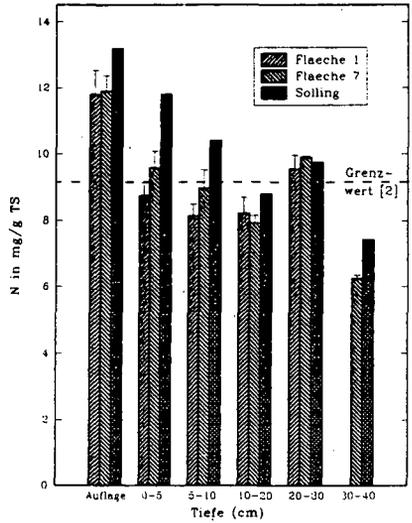


Abb. 8: N in lebenden Feinwurzeln  
Flächen 1 u. 7, Juni 1990  
Solling, Juni 1982

## 6. Zusammenfassung

1. Die Feinwurzeln konzentrieren sich zu über 80% auf die oberen Horizonte.
2. Signifikante Unterschiede zwischen den beprobten Flächen hinsichtlich der Feinwurzelbiomasse bestehen nicht.
3. Der guten Versorgung der lebenden Feinwurzeln mit Ca, Mg und K steht eine problematische Versorgung mit P, N und Fe gegenüber.
4. Die Fe-Konzentrationen der lebenden Feinwurzeln sind auf der Fläche 1 signifikant niedriger als auf der Fläche 7. Die Mg-Gehalte dagegen sind signifikant höher.
5. Es lassen sich deutliche Beziehungen zwischen den Elementgehalten in den Feinwurzeln und den Kenndaten in der Bodenlösung finden.

## 7. Literatur

- [1]. Hantschel, R. et al. (1989), GSF-Ber. 6/89, 373. [2]. Hantschel, R. et al (1988), Geoderma 43, 213. [3]. Ingstad, T. (1959), Physiologia Plant., 12, 568. [4]. Liu, J. (1991), GSF-Ber. in press. [5]. Murach, D. (1984), Gött. Bodenk. Ber., 77. [6]. Rennenberg, H. (1989), GSF-Ber. 6/89, 351. [7]. Schönborn, A. et al (1989), GSF-Ber. 6/89, 457. [8]. Schönborn, A. (1989), GSF-Ber. 6/89, 407. [9]. Schneider, U. (1991), Bay. Bodenk. Ber., in press.

## Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Bodenfruchtbarkeit

von

Sauerbeck, D. und K. Haider\*)

### Einleitung

Die Formulierung "Mögliche Auswirkungen ..." läßt den spekulativen Charakter dieses Beitrages bereits hinreichend erkennen. Auslöser für diese Betrachtungen ist der sogenannte "Treibhauseffekt", d.h. der von Klimafachleuten für das kommende Jahrhundert prognostizierte Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur um ca.  $3 + 1,5$  Grad und seine ggf. äußerst vielfältigen Folgen. Entstehen kann dieser Effekt durch die weltweit gestiegene und auch weiterhin zunehmende Emission von Infrarot-absorbierenden Spurengasen. Hierzu gehören - neben den synthetischen Fluorchlorkohlenwasserstoffen - insbesondere  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$ , die zu einem beträchtlichen Teil aus dem Boden bzw. aus dessen Bewirtschaftung stammen.

Was bei diesen Erörterungen jedoch im Vordergrund stehen soll, ist nicht der ursächliche Beitrag der Landbewirtschaftung zu den sich anbahnenden Klimaveränderungen, sondern umgekehrt deren mögliche Auswirkungen auf die Landwirtschaft bzw. speziell auf den Boden. Noch läßt sich zwar keineswegs sicher sagen, ob, wann, wo und in welchem Umfange diese Klimaveränderungen tatsächlich auftreten werden. Die Möglichkeit ihres Eintretens schon binnen weniger Jahrzehnte ist jedoch mittlerweile groß genug, um darüber nicht mehr einfach hinweggehen zu können. Mithin muß sich also auch die Bodenkunde über deren mögliche Auswirkungen rechtzeitig Gedanken machen.

### Einflußbereiche der befürchteten Klimaveränderungen

Der "Treibhauseffekt", also der weltweit - wenn auch regional in recht unterschiedlichem Umfange - zu befürchtende Anstieg der Temperaturen, hätte gegebenenfalls sehr zahlreiche und äußerst komplexe Folgen. Hierzu gehört neben der unmittelbaren Beeinflussung sämtlicher Lebens- und Stoffwechselfvorgänge auch eine solche der abiotischen Verwitterungsprozesse, sowie eine mindestens ebenso bedeutsame Einwirkung auf den Wasserhaushalt mit all ihren vielfältigen Rückwirkungen auf Ökosysteme, Pflanzen und Böden.

Aber nicht nur die Veränderungen der Temperatur und des Wasserhaushaltes könnten schwerwiegende Auswirkungen haben, sondern dazu käme außerdem noch ein nicht minder bedeutsamer Einfluß steigender  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen auf die photosynthetische Leistung der Pflanzen. Nicht allein der biologische Stoffabbau sondern auch die assimilatorische Stoffproduktion könnten sich daher als Folge der anthropogenen Spurengas-Emissionen und des damit verbundenen

\*) Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

Treibhauseffektes maßgeblich verändern. Was hierbei letztendlich an Auswirkungen auf den Boden herauskommen würde, wäre mit Sicherheit von Region zu Region bzw. von Fall zu Fall sehr verschieden.

Sucht man nach Aussagen über die möglichen Folgen zunehmender CO<sub>2</sub>-Gehalte und Temperaturen - und in Verbindung damit wahrscheinlich auch eines entsprechend veränderten Wasserangebotes - auf die Landwirtschaft und auf Böden, so gibt es darüber bislang nur recht unsichere Spekulationen. Dieses ist vor allem auf die - insbesondere in regionaler Hinsicht - noch sehr ungenauen Welt-Klimaprognosen zurückzuführen. Auf der Grundlage des existierenden landbaulichen und bodenkundlichen Wissens wären mehr oder minder drastische Auswirkungen vor allem in den nachstehend genannten Bereichen zu erwarten:

- |                          |                         |
|--------------------------|-------------------------|
| * Pflanzl. Photosynthese | * Pflanzenschädlinge    |
| * Wasserhaushalt         | * Pflanzenkrankheiten   |
| * Bodenfruchtbarkeit     | * Unkrautentwicklung    |
| * Vegetationsbedingungen | * Grünlandproduktivität |
| * Anbaubiete             | * Nutztierhaltung       |

Die "Bodenfruchtbarkeit", verstanden als Produktionsfähigkeit der betreffenden Böden, findet sich in dieser Aufzählung zwar an eigener Stelle, aber es versteht sich von selbst, daß man diese nicht für sich allein, sondern nur im Verbund mit den anderen - zumindest den vier links genannten - Bereichen erörtern kann. Aufgrund dieser Tatsache sollen hier zunächst die zu erwartenden positiven und die möglicherweise negativen Auswirkungen auf die photosynthetische Produktion der Pflanzen und auf den Wasserhaushalt umrissen werden, um hierauf dann bei den entsprechenden Überlegungen hinsichtlich der Bodenfruchtbarkeit aufzubauen.

### **Wirkungen auf Photosynthese und Wasserhaushalt**

Hinsichtlich der pflanzlichen Produktionsleistung erwartet man von einem Anstieg des CO<sub>2</sub>-Angebotes und der Temperaturen vor allem:

1. Eine erhebliche Steigerung der Photosynthese (insbesondere bei den sog. C<sub>3</sub>-Pflanzen), sowie
2. Eine beträchtliche Reduzierung der unproduktiven Photorespiration.

Diesen, ganz ohne Zweifel als positiv zu bewertenden, Effekten stehen jedoch zahlreiche andere, mit den befürchteten Klimaveränderungen verbundene Faktoren gegenüber, die eine nachteilige Wirkung haben oder den CO<sub>2</sub>-Düngungseffekt u.U. sogar kompensieren könnten. In diesem Zusammenhang muß man z. B. die folgenden Fakten bedenken:

- Die Düngewirkung erhöhter CO<sub>2</sub>-Konzentrationen scheint bei längerer Expositionsdauer wieder abzunehmen.
- Mit steigender Temperatur wachsen ferner zwangsläufig auch die pflanzlichen Atmungsverluste.
- Eine im Zuge der Klimaveränderung zunehmende Bewölkung könnte den photosynthetischen Lichtgenuß limitieren.
- Bei klimabedingt verminderter Bodenfruchtbarkeit (s.u.) sinkt ggf. auch die dort mögliche Photoassimilation.
- Höhere Temperaturen bewirken ein beschleunigtes Altern der zur Photosynthese befähigten Pflanzenorgane.

Auch der Wasserhaushalt vieler Standorte könnte sich einerseits als mittelbare Folge des CO<sub>2</sub>-Anstieges in der Atmosphäre verbessern, denn:

1. Die CO<sub>2</sub>-bedingt geringere Spaltöffnungsweite der Pflanzen vermindert ggf. deren spezifische Transpiration, d. h.
2. die Wassernutzungseffizienz pro Einheit gebildeter Pflanzenmasse könnte sich hierdurch maßgeblich verbessern.

Dem stehen jedoch andererseits zahlreiche, für den Wasserhaushalt als nachteilig zu bewertende Faktoren gegenüber, von denen hier nur die wichtigsten genannt werden sollen:

- Höhere Blattmassen und Temperaturen vermehren zwangsläufig die pflanzliche Transpiration.
- Als Folge der Temperaturzunahme steigt außerdem auch die unproduktive Wasserverdunstung der Böden.
- Größere Anteile des Gesamtniederschlags könnten künftig im Rahmen von Unwettern fallen.
- Unwetter aber steigern den Oberflächenabfluß und mindern die Niederschlags-Infiltration.
- Die Häufigkeit wachstumsbeeinträchtigender Hitze- und Dürreperioden nähme wahrscheinlich zu.
- Dies könnte ggf. den Bewässerungsbedarf weiter steigern und die Grundwasserressourcen entsprechend vermindern.

#### **Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit**

Vor diesem Hintergrund der Effekte auf Pflanzen und Wasser wären positive Auswirkungen des CO<sub>2</sub>-Anstieges und der Erwärmung auf die Bodenfruchtbarkeit, wenn überhaupt, dann nur sehr bedingt z. B. in folgender Hinsicht zu erwarten:

1. Bei CO<sub>2</sub>-bedingt vermehrter Pflanzenproduktion wären ggf. auch entsprechend mehr Pflanzenrückstände zu erwarten.
2. Dies könnte zu mehr Humus, zumindest jedoch zu einem intensiveren Humusumsatz im Boden führen.
3. Auch die Nährstoffnachlieferung der Böden würde sich hierdurch zumindest zeitweilig verbessern.

Wahrscheinlich wäre jedoch noch mit zahlreichen anderen, durch den Treibhauseffekt verursachten Prozessen zu rechnen, die teils zusammen, teils jeder für sich, die Bodenfruchtbarkeit ernsthaft beeinträchtigen könnten. Beispiele hierfür sind:

- Der zu erwartende Temperaturanstieg fördert über den biologischen Umsatz auch den Humusabbau im Boden.
- Verminderte Humusgehalte verschlechtern ihrerseits die Nährstoffdynamik, den Wasserhaushalt und die Bodenstruktur.
- Außerdem verstärkt eine Humusabnahme ggf. auch die Erosionsgefährdung der Böden durch Wasser und Wind.
- Ein vermehrter Humusabbau steigert ferner naturgemäß die Gefahr von Nährstoffverlusten.
- Grünlandumbruch in trockener werdenden Gebieten würde ebenfalls zu massiven Humusverlusten führen.
- Die als Folge des CO<sub>2</sub>-Anstieges N-ärmer werdenden Pflanzenrückstände verschlechtern u. U. die Humusqualität.
- Die befürchtete Zunahme von Unwetterereignissen führt ggf. zu entsprechend häufigerer und verstärkter Wassererosion.

- Andererseits könnte sich auch die Winderosion sandiger Böden als Folge von saisonaler Bodenaustrocknung vermehren.
- Gebietsweise zunehmende Sommertrockenheit würde das Produktionspotential vieler Böden entscheidend verschlechtern.
- Größere Sommertrockenheit beeinträchtigt ggf. auch die Nährstoffausnutzung und vermehrt dadurch den Düngbedarf.
- Wärmer werdende Winter würden die Mineralisationsvorgänge und als deren Folge die Stickstoffverluste steigern.
- Im Falle vermehrter Winterniederschläge nähme mit der Nährstoffauswaschung auch die Basenverarmung zu.
- Humusabbau und ereignisbedingt vermehrte Auswaschung gefährden darüber hinaus auch die Grundwasserqualität.
- Eine durch frühe Erwärmung beschleunigte Schneeschmelze führt zu mehr Oberflächenabfluß und geringerer Infiltration.

### **Auswirkungen auf Vegetationsbedingungen und Anbaugelände**

Auch die klimabedingte Veränderung der regionalen und lokalen Vegetationsbedingungen hätte vermutlich nur teilweise günstige Konsequenzen. Als Beispiele wären zu nennen:

1. Die Dauer der Vegetationsperiode nähme als Folge des Temperaturanstieges zweifellos vielerorts beträchtlich zu.
2. Die hierdurch derzeit begrenzte Fruchtwahl und Anbauvielfalt könnte sich unter den neuen Umständen erweitern.

Diese Vorteile würden jedoch u. a. durch folgende Phänomene erheblich in Frage gestellt:

- Feuchtere Winter erschweren ggf. eine rechtzeitige Frühlingsbestellung der tonhaltigen Böden.
- Die tatsächliche Wachstumsdauer würde durch zunehmende Temperaturen und Trockenheit u. U. sogar verkürzt.
- Die Fruchtbildung und die Erträge könnten sich durch eine beschleunigte Abreife der Pflanzen verschlechtern.
- Trotz zunehmender Photosynthese könnte sich auch der Anteil nutzbarer Teile bei einigen Pflanzenarten verringern.
- Mangelnde Winterkälte kann die Entwicklung von Wintergetreide u. U. entscheidend beeinträchtigen.

Auch hinsichtlich der Anbaugelände verspricht man sich häufig als Folge des Treibhauseffektes deutlich verbesserte Produktionsbedingungen in den nördlichen Breiten. Zu erwarten ist in der Tat, daß sich

1. die zum Landbau geeigneten Klimazonen pro Grad Temperaturanstieg um 200-300 km nach Norden verschieben, bzw.
2. auch im Bergland bei zunehmender Erwärmung pro Grad Celsius um ca. 200 m größere Höhen erreichen.

Die hiermit verbundenen Hoffnungen auf eine weltweit verbesserte Nahrungsproduktion sind jedoch aller Voraussicht nach nur zum Teil realistisch, denn

- Die Nordwärtsverschiebung der Anbauzonen träfe dort vielerorts auf stark degradierte, wenig fruchtbare Böden.
- Auch die südlich angrenzenden Mediterran- bzw. Trockengebiete könnten entsprechend nach Norden wandern.
- Die hierdurch vermehrte Notwendigkeit zur Bewässerung würde ggf. auch die Bodenversalzung verstärken.

- Der weltweit zu befürchtende Anstieg des Meeresspiegels würde den Zuwachs an Anbaufläche z. T. kompensieren.

## **Schlussfolgerungen**

Diese sehr lange, aber trotzdem noch unvollständige und sicherlich bis zu einem gewissen Grade willkürliche Aufzählung von vorwiegend negativen Effekten bedeutet nun allerdings nicht, daß diese die günstigen Folgen des zu erwartenden Treibhauseffektes auf die Bodenfruchtbarkeit grundsätzlich und überall überwiegen würden. Nur in sehr wenigen Fällen kennen wir jedoch bereits genügend Details, um die aus Plus und Minus im Endeffekt resultierenden Folgen mit ausreichender Zuverlässigkeit vorhersagen zu können. Auch die Bodenkunde in all ihren Zweigen wird sich daher verstärkt mit der Folgenabschätzung von Klimaveränderungen befassen müssen, ohne darauf warten zu können, bis die noch sehr spekulativen Aussagen der Klimaforscher zum Treibhauseffekt genügend abgesichert und regionalisiert worden sind.

## **Literatur**

- ANDREAE, M.O. u. SCHIMMEL, D.S. (Hrsg.) (1989): Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. Wiley, New York.
- BENNETT, R.M. (Hrsg.) (1989): The 'Greenhouse Effect' and UK Agriculture. CAS Paper No. 19, Centre for Agricultural Strategy, Reading, UK.
- BOLIN, B., DOOS, B.R., JÄGER, J. u. WARRICK, R.A. (Hrsg.) (1986): The Greenhouse Effect, Climatic Change and Ecosystems. SCOPE, Wiley, Chichester u. New York.
- BOUWMAN A.F. (Hrsg.) (1990): Soils and the Greenhouse Effect. Wiley, Chichester - New York.
- CHMIELEWSKI, F. M. (1990): Klimaschwankungen und Vegetation. In: Klimaschwankungen und Klimawirkungen, Schriftenreihe Mathematik und Naturwissenschaften, Humboldt-Universität, Berlin.
- CROSSON, P.R. u. ROSENBERG, N.J. (1989): Strategien für die Landwirtschaft. Spektrum der Wissenschaft, 11/1989, 108-115.
- CURE, J. O. (1986): Crop responses to carbon dioxide doubling: A literature survey. Agric. and Forest Meteorol. 38, 9-22.
- ENQUETE KOMMISSION "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" (1988): Schutz der Erdatmosphäre. Eine internationale Herausforderung. In: Zur Sache 5/88, Themen parlamentarischer Beratung. Deutscher Bundestag, BT-Drucksache 11/3246.
- ENQUETE KOMMISSION "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" (1990): Schutz der tropischen Wälder. Eine internationale Schwerpunktaufgabe. In: Zur Sache 10/90, Themen parlamentarischer Beratung. Deutscher Bundestag, BT-Drucksache 11/7220
- ENQUETE KOMMISSION "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" (1990): Schutz der Erde. In: Zur Sache 19/90, Themen parlamentarischer Beratung. Deutscher Bundestag, BT-Drucksache 11/8030.

GOUDRIAAN, J., van KELLEN, H. u. van LAAR (Hrsg.) (1990): The Greenhouse Effect and Primary Productivity in European Agro-Ecosystems. PUDOC, Wageningen.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1990): IPCC First Assessment Report. Working Group I: Scientific Assessment of Climate Change; Working Group II: Potential Impacts of Climate Change; Working Group III: Formulation of Response Strategies. WMO/UNEP, Genf, Juni 1990.

KIMBALL, B.A., ROSENBERG, N.J. u. L.H. Allen (Hrsg.) (1990): Impact of Carbon Dioxide, Trace Gases, and Climate Change on Global Agriculture. ASA Spec. Publ. No. 53. American Society of Agronomy, Madison, USA.

KÖRNER, C. (1989): Die CO<sub>2</sub>-Problematik aus ökologischer Sicht. In: Der Treibhauseffekt. Das Problem - mögliche Folgen - erforderliche Maßnahmen. Tagungsdokumentation, Akademie für Umwelt und Energie, Laxenburg, Österr., 51-68.

PARRY, M.L., CARTER, T.R. and KONIJ, N.T. (Hrsg.) (1988): The Impact of Climatic Variations on Agriculture. Vol. 1: Assessment in cool temperature and cold regions, Vol. 2: Assessment in semi-arid regions. Kluwer Academic Publishers/IIABA/UNEP, Dordrecht.

PARRY, M.L., CARTER, T.R. u. PORTER, J.H. (1989): The greenhouse effect and the future of UK agriculture. J. Roy. Agric. Soc. of England, 120-131.

PHILLIPS, D.E., Wild, A. u. JENKINSON, D.S. (1990): The soil's contribution to global warming. Geographical Magazine, April 1990, 36-38.

REICHEL, G.H., STUBER, C.W. u. KISSEL, D.E. (Hrsg.) (1990): Impact of Carbon Dioxide, Trace Gases and Climate Change on Global Agriculture. ASA Publication, Anaheim, CA., 27-43.

SAUERBECK, D. (1991): Landbewirtschaftung und Treibhauseffekt. In: Verbindungsstelle Landwirtschaft-Industrie (Hrsg.): Produktionsfaktor Umwelt: Klima/Luft. etv Landwirtschaftsverlag, Düsseldorf (im Druck)

SAUERBECK, D. u. BRUNNERT, H. (Hrsg.) (1990): Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung, Teil I, Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh. 117.

SOMBROEK, W.G. (1990): At global change - do soils matter? Informationsschrift der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft, ISRIC, Wageningen

TRABALKA, J.R. u. D.E. REICHEL (Hrsg.) (1986): The Changing Carbon Cycle. A global analysis. Springer, New York, Berlin.

WAGGONER, P.E. (1989): Anticipating the frequency distribution of precipitation if climate change alters its mean. Agriculture and Forest Meteorology 47, 321-337.

### Karten der Verdichtungsempfindlichkeit von Unterböden

von J. Schamp\* und W. Martin\*\*

Dichtlagerung führt im Pflanzenbau zu Mindererträgen. Ebenso haben dicht gelagerte Böden eine geringe Versickerung und Grundwasserneubildung. Dies vermehrt die Bodenerosion. Besonders in Horizonten unter dem bearbeiteten Ap bleiben Verdichtungen lange erhalten. Daher wurde versucht eine potentielle Verdichtungsgefährdung aufgrund spezifischen Bodeneigenschaften für den ersten Horizont unterhalb des Ap in Form einer Karte darzustellen.

Ein Boden reagiert auf eine zunehmende Last zuerst mit einer elastischen, reversiblen Verformung. Wird ein bodenspezifischer Grenzdruck überschritten, kann die Bodenstruktur die Last nicht mehr elastisch abzustützen und verformt sich irreversibel. Der Boden wird verdichtet.

Der bodenspezifische Grenzdruck wird als 'Vorbelastung' ( $P_v$ ) [kPa] bezeichnet und ist der Druck, bis zu dem ein Boden belastet werden kann, ohne daß irreversible Strukturveränderungen eintreten. Böden mit einer hohen Vorbelastung sind daher für weitere Verdichtungen unempfindlicher als Böden mit geringer Vorbelastung. Deshalb kann die Vorbelastung als ein Maß für die Verdichtungsempfindlichkeit der Böden angesehen werden.

Die Vorbelastung ist eine Funktion der Wasserspannung in den Böden. Da bei geringer Wasserspannung die Vorbelastung niedriger ist als bei hoher Wasserspannung, steigt das Verdichtungsrisiko mit abnehmender Wasserspannung. Eine Karte der potentiellen Verdichtungsgefährdung muß daher unter der Annahme geringer Wasserspannungen erstellt werden.

Die Ermittlung der Vorbelastung erfolgte nach HORN et al. (1989) und LEBERT (1989). Dazu werden die Böden in fünf Bodenartengruppen eingeteilt (Sande, sandige Lehme, Schluffe, Lehme und tonige Lehme mit < 35% Ton sowie Tone und tonige Lehme mit  $\geq 35\%$  Ton) und die Vorbelastung aus leicht bestimmbareren Bodenparametern geschätzt.

Als Datengrundlage dienten die Erläuterungen zur Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:25000 Block Hallertau, von dem die Bodenkarten Blatt 7335 Geisenfeld und Blatt 7535 Allershausen bearbeitet wurden.

\* An den Eichen 16; D-5300 Bonn 1

\*\* Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstraße 128, D-8000 München 40

Vorgehen bei der Kartenherstellung:

Für jede Bodeneinheit weisen die Parameter der Schätzgleichung einen bestimmten Schwankungsbereich um den Mittelwert der Bodeneinheit auf. Parameter mit starkem Einfluß auf das Schätzergebnis können dieses auch bei geringem Schwankungsbereich stark beeinflussen (zB.  $d_b$ ). Dies gilt auch für Parameter mit geringerem Einfluß aber weitem Schwankungsbereich (zB.  $k_f$ ). Daher wurde für die Horizonte der Bodenlegende nicht nur die mittleren Verdichtungsempfindlichkeiten sondern auch die sich aus der Unsicherheit der Eingangsparameter ergebende Unschärfe der Schätzung ermittelt (Abb. 1). Die ermittelten mittleren Vorbelastungen wurden in 5 Empfindlichkeitsklassen eingeteilt (Tab. 1) und den Bodeneinheiten der Karte als Flächeninhalt zugewiesen. Für jede Flächeneinheit der Karten wurde die Vorhersageunschärfe der Vorbelastung durch einen Punkt symbolisiert, der die beiden Klassen der minimalen und maximalen Verdichtungsempfindlichkeit wiedergab.

Abbildung 1: Vorbelastung nach HORN et al. (1989) von Horizonten aus Böden der Legendennummern 1-4 bei  $pF = 1,8$ . Dargestellt ist die Vorbelastung aufgrund mittlerer  $d_b$  und  $k_f$  sowie der minimalen und maximalen  $d_b$  und  $k_f$ .

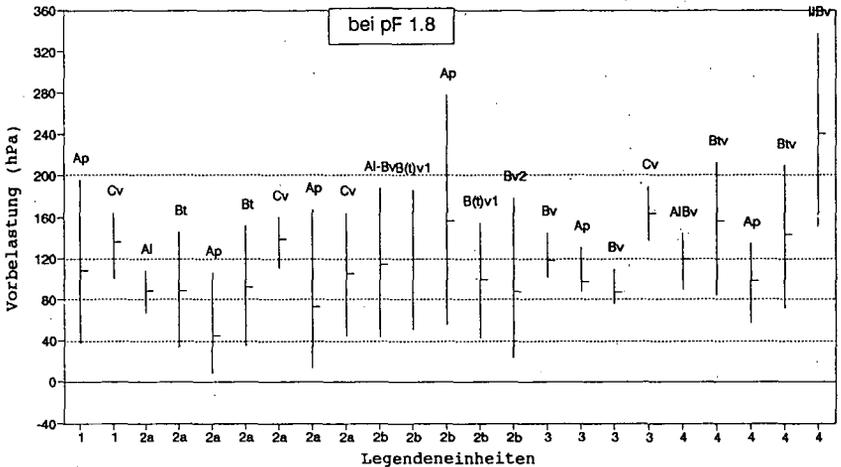


Tabelle 1: Vorbelastung in kPa nach HORN et al. 1989 und die daraus abgeleiteten Klassen der Verdichtungsempfindlichkeit

Vorbelastung in kPa	Klasse	Klassenbezeichnung
0-40	5	sehr hoch verdichtungsempfindlich
41-80	4	hoch verdichtungsempfindlich
81-120	3	mittel verdichtungsempfindlich
121-200	2	gering verdichtungsempfindlich
>200	1	kaum verdichtungsempfindlich

Literaturhinweise:

HORN, R; LEBERT, M; BURGER, N (1989)

Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Böden als Pflanzenstandort auf der Basis von Labor- und in situ- Messungen; Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 6333-972-57238 gefördert durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: 177 S.

LEBERT, M. (1989)

Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden; Bayreuther Bodenkundliche Berichte 12: 131 S.



**Fixierung und Mobilisierung von Ammonium-Stickstoff**  
**in zwei typischen chinesischen Sumpfreisböden**  
**nach der Düngung mit Stallmist**

von

Scherer, H.W.<sup>1</sup>, W. Werner<sup>1</sup> und Xiaoe Yang<sup>2</sup>

**1. Einleitung und Problemstellung**

Die spezifische Bindung von  $\text{NH}_4$ -Ionen durch 2 : 1 Tonminerale kann zu einer vorübergehenden Festlegung von Ammonium führen, welches in Form mineralischer bzw. organischer Dünger dem Boden zugeführt wird. Diese Immobilisierung kann einerseits zu einer verzögerten N-Aufnahme führen, andererseits aber auch zur Reduzierung von N-Verlusten, da  $\text{NH}_4^+$  nach der spezifischen Bindung temporär vor der Nitrifikation (GUO et al., 1983) und somit vor der Auswaschung bzw. der Denitrifikation geschützt ist. Die Verminderung der N-Verluste spielt besonders beim Anbau von Sumpfreis eine bedeutende Rolle, da bei diesem die Ausnutzung des Dünger-N nur zwischen 30 und 40 % liegt (SCHNIER, 1985).

Da über die Bedeutung der spezifischen Bindung von  $\text{NH}_4^+$  nach der Zufuhr von Stallmist keine Untersuchungsergebnisse vorliegen, sollten folgende Fragen geklärt werden:

- In welchem Maß wird Ammonium von zwei typischen Sumpfreisböden (entisol; ultisol) aus der Provinz Zhejiang (VR China) nach Zufuhr von Stallmist spezifisch gebunden?
- In welchem Maß wird dieses spezifisch gebundene Ammonium während der Vegetationsperiode unter Bewuchs wieder mobilisiert?

**2. Material und Methoden**

Die wichtigsten Eigenschaften der beiden Versuchsböden sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

---

<sup>1</sup>Agrikulturchemisches Institut, Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, 5300 Bonn 1

<sup>2</sup>Zhejiang Agricultural University, Hangzhou, Zhejiang, P.R. China

Boden	pH	C <sub>i</sub> (%)	N <sub>i</sub> (%)	spez. geb. NH <sub>4</sub> -N (mg/100g)	aust. K (mg/100g)	Tongehalt (%)	dominierendes Tonmineral
entisol	6,5	3,0	0,21	26,7	21,7	46,3	Vermiculit
ultisol	6,0	1,7	0,16	13,5	14,0	45,3	Illit

Tabelle 1: Charakterisierung der Versuchsböden

Versuchsvarianten:

1. Kontrolle (ohne N-Zufuhr)
2. Stallmist (104,5 mg Gesamt-N/Gefäß, einschließlich 39,1 mg NH<sub>4</sub>-N  $\Delta$  700 dt Stallmist/ha\*)
3. Stallmist, aus dem Ammonium ausgetrieben worden war (65,4 mg Gesamt-N/Gefäß  $\Delta$  700 dt Stallmist/ha)
4. NH<sub>4</sub>-N als (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (äquivalent Gesamt-N Variante 2)
5. NH<sub>4</sub>-N als (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (äquivalent Gesamt-N Variante 3)

Varianten 6 - 10 entsprechen den Varianten 1 - 5, wobei die K-Gabe dreifach höher war.

• Da die Erträge und Entzüge im Gefäßversuch etwa doppelt so hoch sind wie im Feld, wurde die praxisübliche Stallmistgabe verdoppelt.

Nach der Zufuhr von Stallmist bzw. (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> wurde der Boden 2 Wochen lang aerob inkubiert, anschließend erfolgte die Aussaat von Weidelgras, welches viermal geschnitten wurde.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Der entisol verfügt über einen etwa doppelt so hohen Gehalt an nicht austauschbarem NH<sub>4</sub>-N (Tab. 1), was auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Tonfraktion und nicht den Tongehalt zurückzuführen ist.

#### Entisol

Zufuhr von Stallmist (Var. 2) und von (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> führten erwartungsgemäß zu einem Anstieg des austauschbaren NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Am Ende der Inkubationsperiode lagen noch zwischen 6 und 23 % des zugeführten Ammoniums in austauschbarer Form vor.

Der Gehalt an nicht austauschbarem NH<sub>4</sub>-N stieg ebenfalls während der Inkubationsperiode in allen Varianten - selbst in der Kontrolle - an (Abb. 1). Bei Berücksichtigung des Anstiegs in der Kontrolle wurden bei Stallmistzufuhr (Var. 2) etwa 40 % des löslichen Ammoniums spezifisch gebunden, bei Zufuhr von (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> sogar rund 55 %. Die geringere Festlegung beim Stallmist könnte darauf zurückzuführen sein, daß mit dem Stallmist zugeführte organische Moleküle in die Zwischenschichten eindringen und die Fixierungskapazität absenken bzw. daß ein Teil des im Stallmist vorliegenden NH<sub>4</sub>-N für den Abbau des Stroh verbraucht wurde.

Im Laufe der Vegetationsperiode erfolgte eine Mobilisierung von spezifisch gebundenem NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Zu Versuchsende lag der Gehalt dieser N-Fraktion bei der niedrigen K-Versorgung ( $K_1$ ) unterhalb des Ausgangsniveaus, während bei der hohen K-Gabe ( $K_2$ ) etwa das Ausgangsniveau erreicht wurde. Dieser Unterschied ist auf eine Beeinträchtigung der Diffusion der  $NH_4$ -Ionen in die Bodenlösung aufgrund der höheren K-Konzentration zurückzuführen.

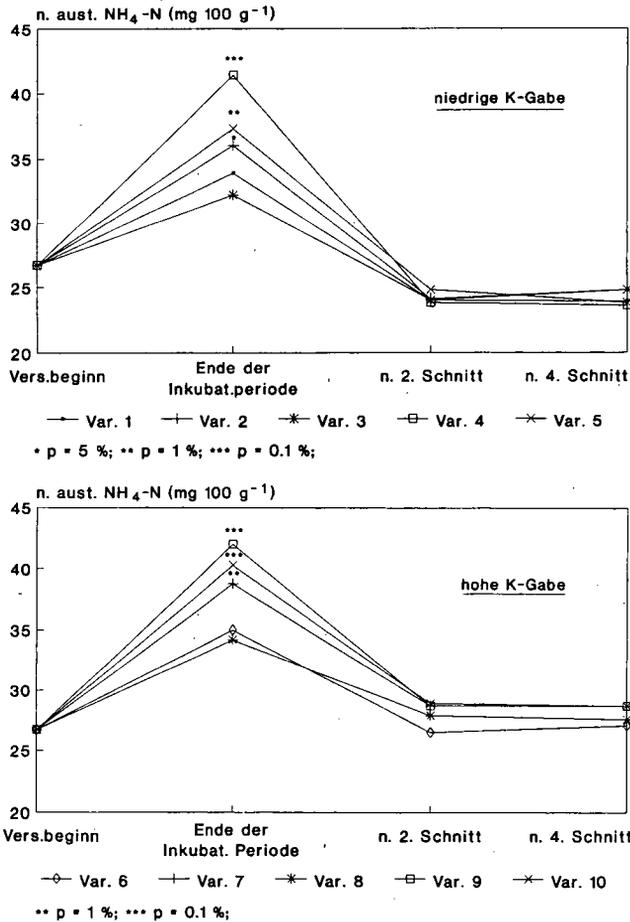


Abbildung 1: Gehalte an nicht aust.  $NH_4$ -N nach der Zufuhr von Stallmist oder  $(NH_4)_2SO_4$  bzw. während der Vegetationsperiode

Unter der Voraussetzung, daß das gesamte mobilisierte Zwischenschicht-Ammonium auch von den Pflanzen entzogen wurde, beläuft sich der Anteil dieser N-Fraktion am Gesamt-N-Entzug bei  $K_1$  zwischen 52 und 80 % bzw. 54 und 71 % bei  $K_2$ .

Die Fraktion des 1-N-HCl-extrahierbaren  $\text{NH}_4\text{-N}$  - sie spiegelt nach DRESSLER und MENGEL (1986) den pflanzenverfügbaren Anteil des nicht austauschbaren  $\text{NH}_4\text{-N}$  wider - stieg während der Inkubationsperiode zwischen 4,3 und 13,1 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden an - bei Stallmist (Var. 2) um 7,9 mg 100 g<sup>-1</sup>. Sie lag nach dem 4. Schnitt bei der niedrigen K-Gabe im Durchschnitt um 3,5 mg und bei der hohen K-Gabe durchschnittlich um 2 mg 100 g<sup>-1</sup> Boden unter dem Ausgangsniveau.

Obwohl die N-Aufnahme der Pflanzen und die Veränderungen im Gehalt an HCl-extrahierbarem  $\text{NH}_4^+$  sehr hoch signifikant ( $r = 0,98^{\text{***}}$ ) korrelieren, wurde mittels 1-N-HCl-Extraktion nicht das gesamte, im Laufe der Vegetationsperiode aus den Zwischenschichten freigesetzte  $\text{NH}_4^+$  bestimmt. Bei  $\text{K}_1$  erfaßte die HCl-Extraktion zwischen 45 und 57 % des mobilisierten Zwischenschicht- $\text{NH}_4\text{-N}$ , bei  $\text{K}_2$  zwischen 24 und 46 %.

### Ultisol

Beim ultisol wurden nur knapp 5 % des zugeführten  $\text{NH}_4\text{-N}$  spezifisch gebunden, so daß am Ende der Inkubationsperiode noch ein großer Teil des Ammoniums in austauschbarer Form vorlag. Auch während der Vegetationsperiode traten kaum Veränderungen in der Fraktion des nicht austauschbaren  $\text{NH}_4\text{-N}$  ein, weshalb auf diesen Boden nicht näher eingegangen wird.

### 4. Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Während bei Böden mit 2 : 1 Tonmineralen nach der Zufuhr von Stallmist, ammoniumhaltigen bzw. ammoniumbildenden Düngemitteln ein Teil des zugeführten Ammoniums spezifisch gebunden werden kann, wodurch N-Verluste reduziert werden, besteht bei Böden mit 1:1 Tonmineralen die Gefahr, daß Ammonium in Form von  $\text{NH}_3$  entweicht bzw. vor der Überflutung zu Nitrat umgewandelt und später ausgewaschen oder denitrifiziert wird. Die Denitrifikation kann sogar durch die Zufuhr leicht löslicher Verbindungen gefördert werden, so daß die Zufuhr von Stallmist auf diesen Böden als problematisch anzusehen ist.

### 5. Literatur

- DRESSLER, A. und K. MENGEL: Bedeutung des peripheren spezifisch gebundenen  $\text{NH}_4^+$  von Löß- und Alluvialböden für die N-Düngerbedarfsermittlung. VDLUFA-Schriftenreihe 16, 137-146, 1986
- GUO P.-C., J. BOHRING und H.W. SCHERER: Verhalten von Dünger- $\text{NH}_4$  in Böden unterschiedlicher tonmineralischer Zusammensetzung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146, 752-759, 1983
- SCHNIER, F.: Ammonium dynamics in wetland rice soils. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Giessen, 1985

**Der Einfluß von Schwermetallbelastung und Bodenversauerung auf die Sickerwasserqualität von Laub- und Nadelwaldökosystemen an Standorten des pleistocänen Flachlandes und des Buntsandsteins**

von

**Schultz-Sternberg, R. \*)**

**1. Einleitung**

Eine wichtige Funktion der Waldökosysteme ist die Grundwasserneubildung. Aufgrund der langjährigen atmosphärischen Deposition von Säuren und Schwermetallen, von denen große Regionen Mitteleuropas betroffen sind, haben sich diese Schadstoffe vor allem in den Waldböden akkumuliert. Die als Folge hieraus zu beobachtende Bodenversauerung führt zu einer Veränderung des Pufferverhaltens der Böden und damit auch zu einer Veränderung der Quell- und Senkenfunktion für die in den Böden vorhandenen Stoffe. Hieraus kann sich eine Beeinträchtigung der Filterfunktion ergeben, die die Böden für die Grundwasserneubildung aufweisen.

In der vorliegenden Arbeit wird der Fragestellung nachgegangen, inwieweit sich aus dem Verhalten der Schwermetalle auf der Systemebene, d.h. bei Betrachtung der Elementflüsse des gesamten Waldökosystems, Rückschlüsse über die Bodenfunktion gezogen werden können.

In Rahmen mehrerer Fallstudien wurden an verschiedenen Waldökosystemen im norddeutschen Flachland und in der Mittelgebirgsregion Untersuchungen über die Schwermetalleinträge sowie die Vorräte in Biomasse, organischer Auflage und im Mineralboden durchgeführt. Als zeitlich integrierter Ausdruck der natürlichen und anthropogenen Belastung dieser Ökosysteme wurden die pH-Werte und die Austauscherbelegung der Waldböden ermittelt (BÜTTNER et

Tab.1: Kurzbeschreibung der Untersuchungsflächen  
(siehe SCHULTZ 1987 und BREDEMEIER 1987)

Fläche geogr. Lage Baumart Alter Ausgangsgestein

HABu	Leinetal	Buche	98	Lößlehm über Muschelkalk
LHEi	Lün.Heide	Eiche	103	Geschiebesand mit Geschiebelehm
SPFi	Leinetal	Fichte	86	Lößlehm über Buntsandstein
LHKi	Lün.Heide	Kiefer	98	Flugsand über Geschiebesand
SLBu	Solling	Buche	135	Lößlehm über Buntsandstein
SLFi	Solling	Fichte	100	Lößlehm über Buntsandstein
WEFi	Wingst	Fichte	88	Flugsand über Schmelzwassersand
WIFi	Wingst	Fichte	118	Schmelzwassersand

\*) Gesamthochschule Kassel, FB 13  
Bereich Landschaftsökologie/Bodenkunde  
Postfach 101380, D-W-3500 Kassel

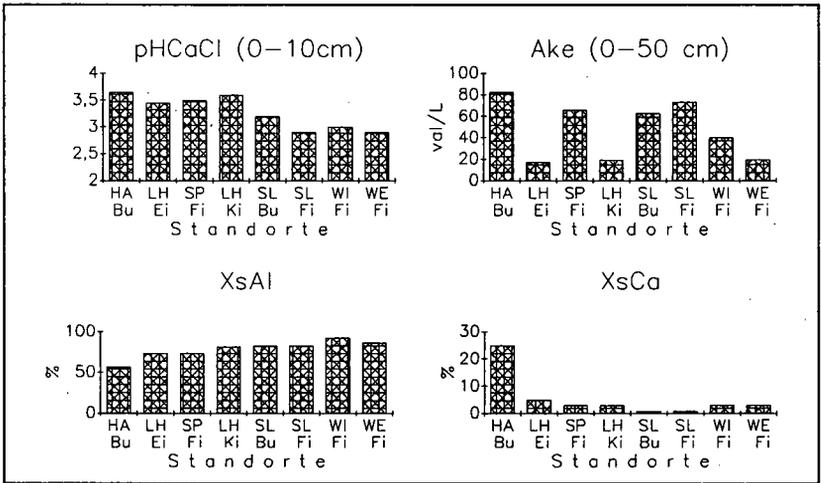


Abb. 1: Bodenkenngrößen und Versauerungsparameter in acht untersuchten Waldökosystemen Norddeutschlands. (BÜTTNER et al. 1986, BREDEMEIER 1987)

al. 1986, BREDEMEIER 1987).

Im folgenden sollen die gemessenen Sickerwasserflußraten der Schwermetalle zu der Anreicherung in den verschiedenen Kompartimenten der untersuchten Ökosysteme, sowie zu den ebenfalls gemessenen Schwermetalleinträgen als Ausdruck des aktuellen Belastungszustandes in Beziehung gestellt werden.

## 2. Standorte

Bei den untersuchten Standorten handelt es sich mit Ausnahme der Standorte HEBu (Parabraunerde) und WEFi (Podsol) um saure, teilweise podsoliierte Braunerden (SCHULTZ 1987). Bei der folgenden Betrachtung sind die Standorte nach zunehmender Bodenversauerung aufgereiht, wie sie aus Abb.1 aufgrund der Erhöhung der Al-Belegung und der Abnahme der Ca-Belegung am Austauscherkomplex zu erkennen ist. Die pH-Werte des Oberbodens nehmen ebenfalls tendenziell ab. Dagegen spiegeln sich in den hohen Werten für die AKe der lößbeeinflussten Mittelgebirgsböden (HA, SP, SL) und den niedrigeren der sandigen Tieflandsböden (LH, WI, WE) die unterschiedlichen Ausgangssubstrate wider.

## 3. Ermittlung der Schwermetallbelastung

Ausdruck für die Schwermetallbelastung eines Standortes sind die aktuellen Einträge sowie die im System akkumulierten Schwermetallmengen. Die atmosphärischen Schwermetalleinträge

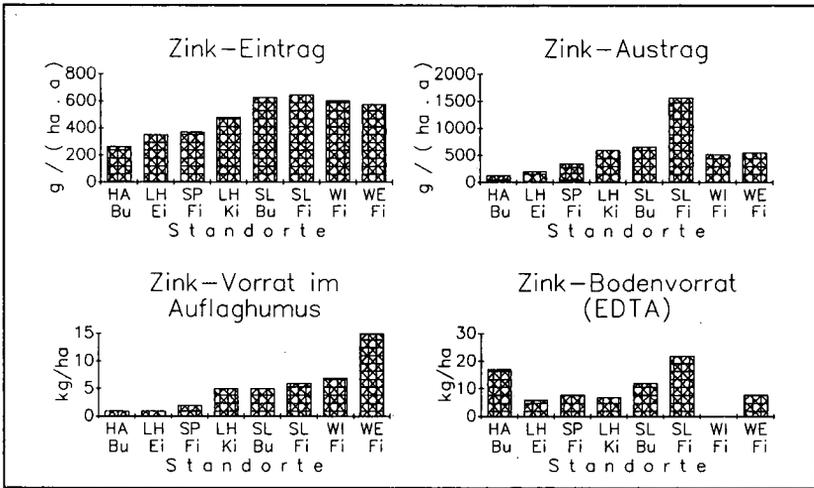


Abb. 2: Ein- und Austragsraten sowie Vorräte von Zink in acht untersuchten Waldökosystemen Norddeutschlands

wurden auf den untersuchten Standorten durch kontinuierliche Messungen der Flußraten erfaßt (Freiflächenniederschlag, Bodeneintrag), bzw. über Kronenraumbilanzen errechnet (Interceptionsdeposition). Hieraus ergeben sich die atmosphärischen Gesamteinträge der Schwermetalle (siehe SCHULTZ 1987).

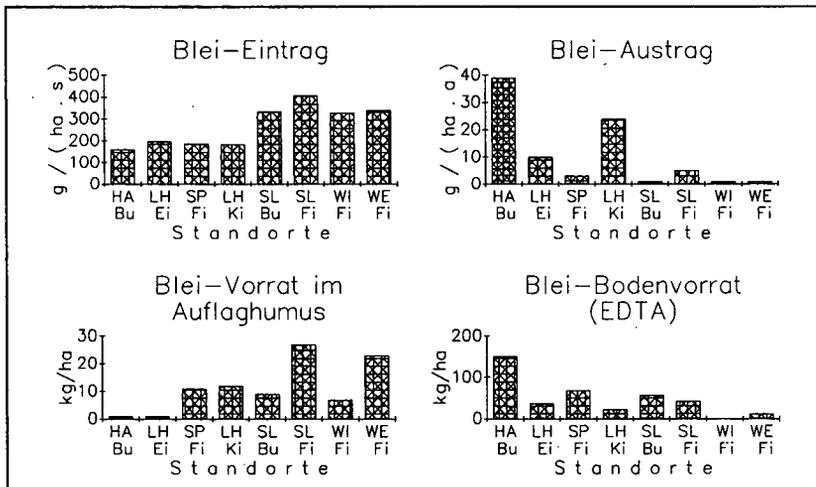
Der Elementaustrag wird mittel Lysimeterkerzen (i.d.R. unterhalb der Wurzelzone in 1-1,5 m) und den dortigen Sickerwasserflußraten ermittelt.

#### 4. Ergebnisse

Die Austräge von Zink mit dem Sickerwasser erhöhen sich deutlich mit zunehmender Säurebelastung und zunehmender Zinkdeposition der Waldstandorte (Abb.2). Auch im Zink-Vorrat des Humus spiegeln sich die erhöhten Depositionsraten wider. Dagegen ist eine direkte Beziehung zwischen den Zinkeinträgen und den Vorräten (EDTA-extrahierbar) im Boden ist nicht erkennbar.

Zink wird offensichtlich in nur geringem Maße in den versauerten Waldböden festgelegt. Hierfür spricht auch die beim Zn ausgeglichene Ökosystembilanz (SCHULTZ 1987), d.h die Flußraten aus dem System sind in gleicher Größenordnung wie die in das System (mit Ausnahme des SLFi-Standortes, wo eine deutliche Mobilisierung stattfindet).

Diese Beobachtungen über das Verhalten von Zink im Gesamtsystem steht in Einklang mit den aus experimentellen Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse, daß Zink in sauren Waldböden überwiegend ionar am Austauscher gebunden ist und seine Mobilisierung stark pH-abhängig ist (KÖNIG et al. 1986).



**Abb. 3:** Ein- und Austragsraten von Blei in acht untersuchten Waldökosystemen Norddeutschlands

Beim Blei läßt sich kein Zusammenhang zwischen erhöhten Austragsraten und erhöhten Bleieinträge bzw. erhöhter Säurebelastung erkennen. Deutlich erhöhte Bleiausträge sind auf den sandigen Standorten der Lüneburger Heide, wohl in Verbindung mit Huminsäureverlagerungen, zu messen.

Das stark an höhermolekularer organischer Substanz komplexierte Blei wird in den untersuchten Waldböden offensichtlich nur dann ausgetragen, wenn es zu einer Verlagerung dieser organischen Komplexe mit den Sickerwasser kommt. Bei ausreichendem Lehmenteil scheint diese Verlagerung auch in stark versauerten Böden nicht stattzufinden (SL), bei hohem Sandanteil dagegen schon bei geringerer Versauerung (LH).

### 5. Literatur:

- BREDEMEIER, M. (1987): Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 33. Universität Göttingen.
- BÜTTNER, G., LAMERSDORF, N., SCHULTZ, R., ULRICH, B. (1986): Deposition und Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten - Fallstudie Wingst, Abschlußbericht. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 1. Universität Göttingen.
- KÖNIG, N., BACCINI, P., ULRICH, B. (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Schwermetallverteilung an 7 Standorten unterschiedlichen Versauerungsgrades. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 3, 84-181. Universität Göttingen.
- SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 32, 217 S. Universität Göttingen.

## THE EFFECT OF INORGANIC N IN COMBINATION WITH STRAW OR COMPOST ON DENITRIFICATION LOSSES (ACETYLENE INHIBITION TECHNIQUE) FROM A SILTY LOAM SOIL.

T. SIMARMATA, G. BENCKISER AND J.C.G. OTTOW\*)

### Introduction

Grassland conversion and the incorporation of organic matter (straw, compost) usually enhance mineralisation and nitrification. As a consequence the demand for oxygen may increase considerably. Temporarily and locally denitrification may be increased even in a generally aerobic soil (Abou Seada and Ottow, 1985; Gök and Ottow, 1988). On the other side, the incorporation of compost or straw with a wide C/N ratio is known to improve nitrogen immobilisation and to reduce nitrate losses (Mengel and Schmeer, 1985). In the present study, the influence of inorganic N alone or in combination with straw or compost on denitrification losses from a silty loam soil in a field experiment was examined.

### Material and Methods

At the experimental station of the Institute for Grassland and Forage Management, Justus-Liebig-University, Giessen, a field experiment was conducted on a grassland site from September 1989 to March 1991. The silty loam soil was classified as an Alfisol. The texture of the topsoil (0 - 40 cm) should be regarded as a silty loam (clay 15 %, silt 50 % and sand 35 %; pH 6.7; total carbon 1.7 %; total nitrogen 0.18 %), while the subsoil (40 - 60 cm) was considered as a silty clay (clay 50 %, silt 35 % and sand 10 %; pH 6.7; total carbon 1.1 % and total nitrogen 0.12 %). The average precipitation of the experimental site is about 610 mm year<sup>-1</sup>. The experiment was designed as a latin square (3 replications, plot size 3.5 X 7 m). Each plot was fertilized either with 300 kg N ha<sup>-1</sup> as calcium ammonium nitrate (KAS) or with 5 tons of straw plus 273 kg KAS-N ha<sup>-1</sup> or with 20 tons of compost (from urban carbage) plus 28 kg KAS-N ha<sup>-1</sup>. The compost was provided by public compost plant at Giessen while wheat straw was obtained from a farmer near the experimental site. One week before starting the measurements, the grassland (*Lolium perenne*) was converted by rotary tillage. Immediately after conversion the plots were fertilized and sprinkled twice with ca. 15 mm of creek water (September 11 and 12, 1989, respectively). Denitrification losses (N<sub>2</sub>O-N) were evaluated in the field using the acetylene inhibition technique (AIT) as described by Kapp et al. (1990) and Simarmata et al. (1990).

\* Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen.

## Results and Discussion

Daily  $\text{N}_2\text{O}$  surface fluxes from September 1989 to March 1991 are presented in Fig. 1a. The highest daily denitrification losses were recorded 2 days after rotary tillage and fertilisation. The  $\text{N}_2\text{O}$ -N losses decreased in the sequence mineral N > straw > compost fertilisation and amounted to 4.2, 2.9 and 1.9 kg  $\text{N}_2\text{O}$ -N  $\text{ha}^{-1} \text{day}^{-1}$ , respectively. After about 4 weeks, the  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes decreased sharply and reached approximately 30 - 100 g  $\text{N}_2\text{O}$ -N  $\text{ha}^{-1} \text{day}^{-1}$  during the following period of 540 days. Total N-losses 540 days after rotary tillage were 38.2, 41.8 or 29.7 kg  $\text{N}_2\text{O}$ -N  $\text{ha}^{-1}$  in the plots treated with mineral N, straw or compost, respectively. Compared with the mineral N applied to each treatment, the  $\text{N}_2\text{O}$ -N losses reached 13 %, 15% or 106 %, respectively.

Since soil water contents (about 20 % w/w) and total carbon (about 2 %) were similar in the sward of all plots, the different denitrification rates in the investigated variants should be ascribed mainly to nitrate availability. The 300 kg N  $\text{ha}^{-1}$  applied either inorganically or in combination with straw or compost resulted clearly in different contents of nitrate (Fig. 1b). Furthermore, straw or compost with C/N ratios of about 90 and 15, respectively, reduced nitrate availability by immobilisation into biomass (Table 1). One day after fertilisation the soil organic N content ( $\text{N}_{\text{ORG}}$ ) was about 76 or 36 kg  $\text{ha}^{-1}$  higher in the straw or compost plots than in those amended with mineral N. A week later,  $\text{N}_{\text{ORG}}$  in the straw variant increased further whereas in the compost plots  $\text{N}_{\text{ORG}}$  decreased sharply. This may be due to the wide C/N ratio of straw (about 90), and the continued incorporation of N in the microbial biomass. Another 4 weeks later, denitrification losses in the straw variant (October 1989) were about 50 % higher compared to the KAS or compost amended plots (Fig. 2). The nitrate content (20 - 60 cm) at the end of September 1989 increased by 43  $\mu\text{g NO}_3^- \text{-N g}^{-1}$  dry soil in the KAS plot and by 21 or 7  $\mu\text{g NO}_3^- \text{-N g}^{-1}$  dry soil in the straw or compost variant, respectively (Fig. 3b). Obviously, the incorporation of organic materials like straw or compost enhanced N-immobilisation and reduced leaching. This has been recorded before (Mengel and Schmeer, 1985; Gök and Ottow, 1988).

Since soil nitrate contents were generally high, denitrification losses were enhanced by organic matter, particularly if the soil moisture reached about 20 % w/w (Fig. 3c). Thus, nitrate concentration, soil water content and the C/N ratio of the organic matter applied may affect denitrification losses under field conditions. Similar results were reported earlier (Benckiser et al., 1987).

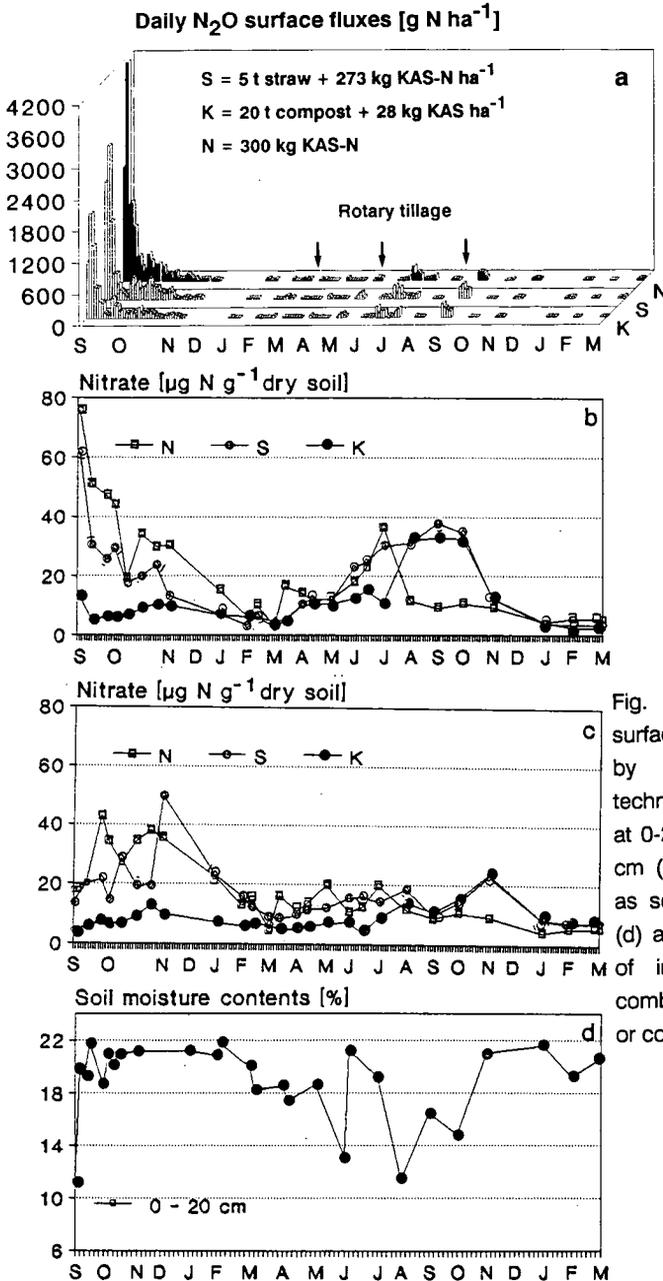


Fig. 1. (a) Daily N<sub>2</sub>O-N surface fluxes measured by acetylene inhibition technique. Nitrate content at 0-20 cm (b) and 20-60 cm (c) soil depth as well as soil moisture contents (d) after the incorporation of inorganic N (N) in combination with straw (S) or compost (K).

**Table 1: Nitrogen content ( $N_t$ ,  $N_{min}$ ,  $N_{org}$ ) and denitrification losses one day (12.9.89) and one week (17.9.89) after rotary tillage of grassland (*Lolium perenne*) and mineral, straw-, or compost fertilization (300 kg N ha<sup>-1</sup>), respectively.**

Date/ Treatment <sup>1)</sup>	$N_t$	$NO_3^-$	$N_{min}$ $NH_4^+$ kg	$N_{org}^{2)}$ N	$N_{org}$ S or C - $N_{org}$ N ha <sup>-1</sup>	Denitri- fications losses
12.09.89						
N	6030	226	140	5664	-	2,2
S	6062	185	137	5740	76	2,3
C	5788	40	48	5700	36	1,1
17,9,89						
N	6000	153	121	5726	-	10,5
S	6062	92	131	5839	113	7,8
C	5728	16	56	5656	-70	5,7

1) N = 300 kg KAS-N ha<sup>-1</sup> (Calcium ammonium nitrate)

S = 5 t Straw + 273 kg KAS-N ha<sup>-1</sup> (Calcium ammonium nitrate)

C = 20 t Compost + 28 kg KAS-N ha<sup>-1</sup> (Calcium ammonium nitrate)

2)  $N_{org} = N_t - N_{min}$

#### Acknowledgement

We thank Mrs. I. Becker, Mrs. G. Will and Mr. H. Schneider for skilful technical assistance. The financial support by the Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD), Bonn, and the help by the Institute for Grassland and Forage Management, University of Giessen, during the field experiment are gratefully acknowledged.

#### References

- ABOU-SEADA, M.N.I. AND OTTOW, J.C.G., 1985: Effect of increasing oxygen concentration on total denitrification and nitrous oxide release from soil by different bacteria. *Biol. Fertil. Soils* 1, 31-38.
- BENCKISER, G., K. M. SYRING, K. HAIDER AND SAUERBECK, D., 1987: Denitrification losses from an inceptisol field treated with mineral fertilizer or sewage sludge. *Z. Pflanzenemähr. Bodenkd.* 150, 241-248.
- GÖK, M. AND OTTOW, J.C.G., 1988: Effect of cellulose and straw incorporation in soil on total denitrification and nitrogen immobilisation at initially aerobic and permanent anaerobic conditions. *Biol. Fertil. Soils* 5, 317-322.
- KAPP, P., SCHWARZ, J., BENCKISER, G., OTTOW, J.C.G. UND OPITZ VON BOBERFELD, W., 1990: Der Einsatz der Acetylen-Inhibierungstechnik zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten in unterschiedlich gedüngten Weidelgrasbeständen. *Forum Städte-Hyg.* 3, 168-172.
- MENDEL, K. AND SCHMEER, H., 1985: Effect of straw, cellulose and lignin on the turnover and the availability of labelled ammonium nitrate. *Biol. Fertil. Soils* 1, 175-181.
- SIMARMATA, T., BENCKISER, G. AND OTTOW, J.C.G. 1990: Denitrification losses from an Alfisol evaluated by acetylene inhibition technique after rotary tillage of grassland (*Lolium perenne*) and incorporation of ammonium nitrate, straw or compost. *VDLUFA-Schriftenreihe* 32/1990, 677-682.

Vergleich verschiedener Bodenextraktionsmethoden zur  
Charakterisierung der Phosphatversorgung bei ägyptischen  
und deutschen Böden

von

Soltan, A., W. Römer u. G. Schilling

Für Düngungsempfehlungen ist die Kenntnis des Nährstoffgehaltes der Böden nötig. Ziel der Untersuchungen war es deshalb, für ägyptische Böden eine geeignete Methode zu finden, mit der das pflanzenaufnehmbare Phosphat gut bestimmt werden kann. In 39 Böden aus dem Nil-Tal einschl. dem Delta, der NW-Küstenregion und der Sinai-Halbinsel (Tab. 1) wurde mit 10 Methoden (Tab. 2) Phosphat extrahiert. Diese Resultate sind mit den Werten der P-Entzüge von Roggenpflanzen aus diesen Böden (Neubauer-Technik) in Zusammenhang gebracht worden. Tab. 2 gibt die Resultate wieder.

Tab. 1: Spannweite einiger Bodenkennwerte der 39 Böden

Gehalt an Ton + Schluff (< 0,063 mm) : 11 - 98 %, org. C: 0,01 - 1,67 %, Gesamt-P: 120 - 1670 ppm, CaCO<sub>3</sub>: 0 - 52 %, pH (KCl): 7,0 - 8,7. Einzelwerte: Soltan, A., Diss. in Vorbereitung

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten für die Beziehung zwischen den extrahierten und von den Roggenpflanzen aufgenommenen Phosphatmengen

Extraktion bzw. Fraktion (Boden : Lösung)	Alle Böden n = 39	Böden > 7 % CaCO <sub>3</sub> n = 20	Böden < 7 % CaCO <sub>3</sub> n = 19
H <sub>2</sub> O (1 : 5)	0,34 <sup>xxx</sup>	0,81 <sup>xxx</sup>	0,16
(1 : 60)	0,61 <sup>xxx</sup>	0,85 <sup>xxx</sup>	0,48 <sup>x</sup>
(1 : 250)	0,56 <sup>xxx</sup>	0,78 <sup>xxx</sup>	0,39
Labiles Phosphat (1 : 60)	0,52 <sup>xx</sup>	0,65 <sup>xx</sup>	0,50 <sup>x</sup>
Resin exch. Phosph. (1:50)	0,43 <sup>xx</sup>	0,78 <sup>xxx</sup>	0,06
CaCl <sub>2</sub> (0,01 M) <sup>1)</sup> (1 : 10)	0,74 <sup>xxx</sup>	0,91 <sup>xxx</sup>	0,53 <sup>x</sup>
NaHCO <sub>3</sub> (0,5 M) (1 : 20)	0,52 <sup>xxx</sup>	0,80 <sup>xxx</sup>	0,02
Doppellactatl. Phos. (1:50)	0,36 <sup>x</sup>	0,58 <sup>xx</sup>	0,38
(NH <sub>4</sub> F + 0,02 N HCl), (1:10)	0,07	0,53 <sup>x</sup>	0,13
(NH <sub>4</sub> F + 0,1 N HCl), (1:10)	0,33 <sup>x</sup>	0,22	0,26

1) 2 h schütteln, 24 h stehen lassen. <sup>xxx</sup>=sign.  $\alpha \leq 0,1\%$ , <sup>xx</sup> $\leq 1\%$ , <sup>x</sup> $\leq 5\%$

Bei Einbeziehung aller 39 Böden zeichnet sich eine Überlegenheit der CaCl<sub>2</sub>-Extraktion (26 h) ab. Es folgen die Wassereextraktionen

mit weiterem Boden-  $H_2O$ -Verhältnis sowie das labile Phosphat und die Bikarbonat (Olsen)-Methode. Die anderen Extraktionen, vor allem mit sauren Lösungen, zeigen viel losere Beziehungen. Bei Betrachtung der kalkreichen Böden (über 7 %  $CaCO_3$ ) bleibt die genannte Rangfolge bei noch größerer statistischer Sicherheit nahezu gleich. In der Gruppe mit wenig oder gar keinem  $CaCO_3$  sind die korr. Beziehungen viel lockerer. Aber auch hier führt die  $CaCl_2$ -Extr. vor den Wassereextraktionen (1:60, 1:250) und dem lab. Phosphat. Das Versagen der Bikarbonatmethode überrascht. Die Ursachen sind zu klären. In dieser Bodengruppe befinden sich u. a. Salz- und Alkaliböden, deren P-Dynamik bzw. deren Verhalten in den einzelnen Extraktionsmitteln näher geprüft werden muß. Das Pflanzenwachstum auf solchen Böden wich von dem anderer Böden ab.

Da unabhängig von diesen Unregelmäßigkeiten die  $CaCl_2$ -Extraktion die Phosphatverfügbarkeit offenbar in allen Böden am sichersten charakterisierte, sind mit  $CaCl_2$ -Lösungen unter Zugabe gestaffelter P-Mengen P-Sorptionsisothermen (5 ägypt., 5 deutsche Böden) aufgenommen worden (PAGEL et al. 1982). Werte der P-Sorption bei einer P-Zugabe von 200 mg P/kg Boden und die der P-Konzentration der Gleichgewichtslösung (X-GLB) bei Zugabe von 0 mg P/kg Boden sind aus den P-Sorptionsisothermen abgeleitet (Tab. 3) und mit den P-Entzügen der Pflanzen korreliert worden. Tab. 4 zeigt positive Beziehungen zwischen P-Entzug und X-GLB für beide Bodengruppen, aber eine negative Beziehung zu der P-Sorption in den deutschen ( $r = -0,46$ ) und eine positive in den ägyptischen Böden ( $r = 0,83$ ). Eine Ursache wird in der Rolle des labilen Eisens bei

Tab. 3: Bodenkennwerte von 5 ägyptischen und 5 deutschen Ackerböden sowie die P-Entzüge von 80 Roggenkeimpflanzen je Gefäß

Herkunft der Böden	Ton < 2 $\mu m$ %	pH N/10 KCl	P-Sorp. tion mg/kg 1)	X-GLB mg/l 2)	Oxal.- Fe ppm 3)	P-Ent- zug mg
Etay El-Baroud	59	7,4	148	0,20	1870	4,77
El-Satah	13	8,1	70	0,01	110	3,39
Wadi El-Awag	11	8,5	65	0,01	80	3,90
Wadi Abu-Ge'rf	11	8,7	57	0,00	100	3,61
El-Amerya (B)	37	7,7	131	0,26	450	5,86
Milzau	30	6,9	140	0,28	1440	8,05
Lobenstein	32	3,3	189	0,12	4460	2,12
Dörlau	11	6,6	63	0,55	660	7,79
Schlöben	17	5,3	86	0,12	1700	4,16
Eisenberg	40	6,6	149	0,00	214	6,80

- 1) Ermittelt nach Zugabe von 200 mg P/kg Boden
- 2) P-Konzentration der Gleichgewichtslösung (X-GLB) ermittelt bei Zugabe von 0,01 M  $CaCl_2$ -Lösung ohne P
- 3) Nach Schwertmann (1964)

Tab. 4: Korrelationskoeffizienten r für die lineare Beziehung zwischen dem P-Entzug und einigen Bodenkennwerten (5 ägyptische (Ä), 5 deutsche (D) Böden)

n	X-GLB	P-Sorpt.	Lab. Fe	pH
P-Entzug				
10 alle	0,63 <sup>x</sup>	0,02	- 0,21	0,16
5 Ä	0,96 <sup>xx</sup>	0,83	0,44	- 0,67
5 D	0,49	- 0,46	- 0,84	0,97 <sup>xx</sup>
Labiles Fe				
10 alle	0,05	0,83 <sup>xx</sup>		- 0,94 <sup>xxx</sup>
5 Ä	0,95 <sup>x</sup>	0,84		- 0,80
5 D	- 0,64	0,85		- 0,88 <sup>x</sup>
pH				
10 alle	- 0,18	- 0,62	Signifikanzangaben	
5 Ä	- 0,84	- 0,94 <sup>x</sup>	vgl. Tab. 2	
5 D	0,35	- 0,52		

der P-Pufferung der P-Konzentration in der Bödenlösung gesehen. In den alkalischen Böden Ägyptens sinkt mit steigendem pH der Gehalt an labilem Eisen ab ( $r = - 0,80$ ). Die dann allein wirksamen Ca-Phosphate schicken offenbar nur sehr wenig Phosphat in Lösung, denn steigendes pH korreliert mit niedriger P-Konzentration ( $r = - 0,84$ ). Der P-Entzug der Pflanzen sinkt ab ( $r = - 0,67$ ). In den karbonatfreien deutschen Böden steigt dagegen die P-Konzentration mit steigendem pH (bis 6,9) an ( $r = 0,35$ ), da das labile Eisen ( $r = - 0,88$ ) und die P-Sorption ( $r = - 0,52$ ) abnehmen; d. h. die P-Entzüge steigen mit steigendem pH ( $r = 0,97$ ). Die Rolle des labilen Fe ist also in den basischen Böden Ägyptens anders zu sehen als in den schwach sauren deutschen Böden.

Schlußfolgerung: In den basischen Böden Ägyptens spielt das labile Eisen eine positive Rolle bei der P-Ernährung der Pflanzen, in den schwach sauren deutschen eine negative.  
Die Prüfung an einer größeren Anzahl Böden ist nötig.

#### Literatur:

PAGEL, H.; ENZMANN, J.; MUTSCHER, H. (1982): Pflanzennährstoffe in tropischen Böden, ihre Bestimmung und Bewertung. Berlin, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag.

SCHWERTMANN, U. (1964): Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. Zeitschr. für Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkunde. 105 (194 - 202).



Der Einfluß verschiedener Aluminium-Fractionen und anderer  
Bodenparameter auf das Wachstum von Weizenpflanzen in Rwanda \*)

von  
Splett, G. \*\*) und W. Zech \*\*)

Auf sauren Inceptisols der Crête Zaire-Nil (Rwanda, Ostafrika) wurde Aluminium-Toxizität vermutet. Um den Einfluß von Bodenparametern auf das Wachstum von Kulturpflanzen genauer zu untersuchen, wurden auf Flächen eines Düngersteigerungsversuches drei unterschiedlich wüchsige Weizenkategorien (*Triticum aestivum* L. cv. Buberuka) ausgeschieden, und Wachstums- sowie Bodenparameter ermittelt. Neben der Bestimmung von pH, C, N, KAK und austauschbaren Kationen wurde eine Al-Fraktionierung nach der 8-Hydroxychinolin-Methode (Driscoll, 1984) in 1:10 Wasserextrakten vorgenommen. In Blättern und Wurzeln wurden Elementgehalte bestimmt.

Die Weizen-Biomasse der gutwüchsigen Plots war etwa 100 mal so groß die der schlechtwüchsigen, wobei sowohl Halmzahl als auch Pflanzenhöhe zunahmen. Eine starke Hemmung des Wurzelwachstum der schlechtwüchsigen Pflanzen war festzustellen, insbesondere war die Zahl der Seitenwurzeln eingeschränkt, teilweise wurden braune und verdickte Wurzelspitzen beobachtet. Die Al-Gehalte der Wurzeln nahmen jedoch von den schlecht- zu den gutwüchsigen Pflanzen zu. Die Blattspiegelwerte der schlechtwüchsigen Pflanzen deuten auf Ca-, Mg- und P-Mängel hin, wobei die niedrigen Ca- und Mg-Gehalte auf geringe Bodenwerte zurückgeführt werden können. Die schlechte P-Versorgung dürfte mit Transporthemmungen in der Pflanze zusammenhängen.

Die Bodenanalysen ergaben signifikante Unterschiede bezüglich der pH-Werte, dem C/N-Verhältnis und der austauschbaren Ca-, Mg- und Al-Gehalte. Insbesondere die Al-Sättigung steigt von 5% der effektiven KAK für die gutwüchsigen Standorte auf 79 % für die schlechtwüchsigen Standorte. Sehr enge Korrelationen ergeben sich zwischen Boden-pH bzw. Al-Sättigung und oberirdischer Weizen-Biomasse.

Die Aluminiumfraktionierung in den Wasserextrakten ergab eine Auftrennung in anorganisch monomeres ( $Al_{anorg}$ ), organisch monomeres ( $Al_{org}$ ) und polymeres Aluminium ( $Al_{pol}$ ), wobei angenommen werden darf, daß vor allem die  $Al_{anorg}$ -Fraktion für Toxizität verantwortlich ist.

Auf den schlechtwüchsigen Flächen lag im Durchschnitt ein Viertel des gemessenen Aluminiums in dieser Fraktion vor, auf den gutwüchsigen Standorten nur etwa 2%. Insgesamt lagen die durchschnittliche  $Al_{anorg}$ -Werte der "schlechten" Standorte 30 mal höher als die der "guten". Trotzdem ergab sich durch die Fraktionierung keine Verbesserung der Korrelationen zu Wachstumsparametern, was entweder mit der unbefriedigenden Reproduzierbarkeit der Messungen oder daran liegen kann, daß die Wasserextrakte die Verhältnisse in den natürlichen Bodenlösung nicht gut widerspiegeln.

### Literatur

DRISCOLL, C.T., 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 16, 267.

\*) Eine detaillierte Darstellung des Themas ist zur Veröffentlichung in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde eingereicht.

\*\*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth



Langzeitwirkung des Schachtpflugverfahrens auf die Unter-  
bodendurchwurzelung von LÖB-Standorten Thüringens

von  
STEINERT, P. \*)

1. Einleitung

Gegenüber der ganzflächigen Lockerung weist das Schachtpflügen technogen verdichteter Ackerböden Vorteile auf. Sie liegen auf bodenphysikalischem, technologisch-ackerbaulichem und, aufgrund der längeren Wirkungsdauer, auch auf ökonomischem Gebiet.

Im Pflugkörperabstand von 35 cm werden etwa 10 cm breite, vertikalwandige, mit einem lockeren Gemisch aus Ober- und Unterboden gefüllte Schächte in die verdichtete oberste Unterbodenzone (= Krumbasisverdichtung KBV) eingezogen. In dem Beitrag werden die Wirkung der Schächte für die Erschließung der intakten Unterbodenabschnitte und die rhizogene Komponente der Strukturregeneration in den Festzonen zwischen den Schächten untersucht.

2. Material und Methoden

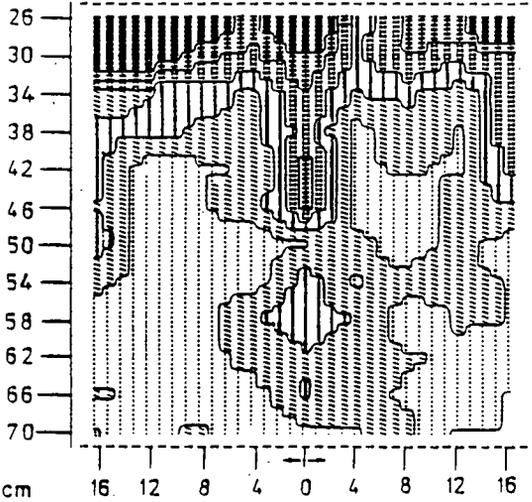
Aus 8 exakten Feldversuchen und von 2 Praxisflächen wurde Datenmaterial verarbeitet. Um die Langzeitwirkung zu erfassen, wurden vor allem Meßprogramme der letzten beiden Jahre von den Versuchen mit der längsten Laufdauer herangezogen. Als Untersuchungsmethoden kamen die Profilwandmethode (PWM) nach BÖHM (1976) und die Bruchflächenmethode (BFM) nach VETTER und SCHARAFAT (1964) zum Einsatz.

3. Diskussion der Ergebnisse

Unabhängig von den speziellen Prüffaktoren, der Bodenform, den aktuellen Fruchtarten und jährlich differenzierten Feuchteregimen wurde in allen Meßprogrammen eine starke Durchwurzelung der Schächte festgestellt (STEINERT 1989) (Beispiel s. Abb. 1). In den ersten Jahren nach Ausführung der Maßnahme ist auch unterhalb der Schachtausgänge eine höhere Wurzellängendichte als unter der KBV gemessen worden. Ebenfalls in allen Feldexperimenten fand sich im Vergleich zur nicht schachtgepflügten KBV in den Kompaktzonen zwischen den Lockerschächten eine statistisch gesichert höhere Wurzelnetzdichte ((STEINERT und UNGER 1989) (Beispiel s. Abb. 2). Dieses Ergebnis wird mit zunehmendem Alter des Eingriffes sicherer und es ist verantwortlich dafür, daß im unverdichteten Unterboden

\*) Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Thüringen (LUF) im Aufbau, Naumburger Str. 98a, 0-6909 Jena

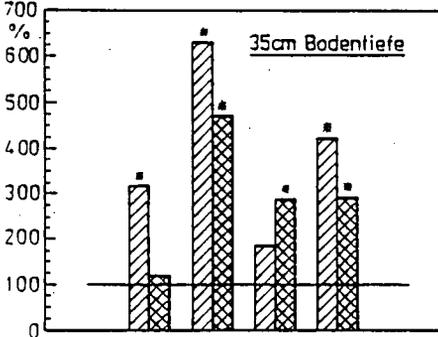
Bodentiefe  
cm



cm·cm<sup>-1</sup>  
 0  
 0,01-0,05  
 0,06-0,12  
 0,13-0,18  
 0,19-0,24  
 0,25-0,30  
 >0,31

Abb. 1: Gemittelte Wurzellängendichte 10 pr aus 10 Schacht/Nichtschacht-Bereichen 5 Jahre nach Schachtpflügen auf einer krumbasisverdichteten LÖB-Fahlerde (Albic Luvisol) Profilwandmethode

Anzahl  
Wurzelpassagen



☒ KBV+SP schachtferrn  
 ☒ KBV+SP im/unter dem Schacht  
 — ohne Schachtpflügen

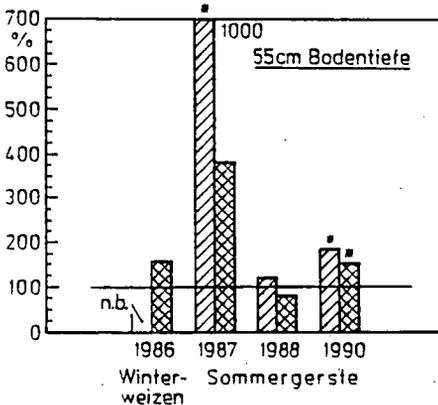


Abb. 2: Durchwurzelung des Schachtbereiches und der Kompaktzone im Vergleich zur Krumbasisverdichtung (KBV) ohne Schachtpflügen in einem Feldversuch auf LÖB-Fahlerde (Albic Luvisol) 3, 4, 5 und 7 Jahre nach Melioration. Statistische Sicherung an den Primärdaten gegenüber dem Standard; Rangsummentest

die horizontale Differenzierung der Durchwurzelungsintensität im Laufe der Jahre abnimmt.

Die Schächte üben also eine zuverlässige Brückenfunktion für die rhizogene Erschließung des Unterbodens aus. Ausgehend von den Schächten wird durch Zuwachs an vertikalorientierten Bioporen eine Zunahme der Regulationsfähigkeit der beim Schachtpflügen stehbleibenden Festkörper erreicht, ohne daß sich die aus technologischer Sicht wichtige Tragfähigkeit der KBV vermindert.

Die Durchwurzelungsintensität der Position 'im Schacht' und 'unterhalb des Schachtausganges' wurde in Abhängigkeit von der Laufdauer der Versuche kaum beeinflusst. Die Fruchtart und die Bewirtschaftung, vor allem aber der Jahreswitterungsverlauf und namentlich der Frühjahrsbodenfeuchtegang, beeinflussen die Verfahrenswirksamkeit in weit stärkerem Maße als das Alter der Maßnahme.

Mit den Fruchtarten läßt sich die verbesserte Durchwurzelbarkeit der KBV unterschiedlich effektiv nutzen, andererseits auch verschieden stark fördern. Wintergetreide mit einer langen Vegetationszeit und der Möglichkeit zum Wurzeltiefenwachstum auch im Winter während frostfreier Phasen bei meist hohen Bodenfeuchtegehalten und demzufolge geringen Durchdringungswiderständen bildet auch auf nicht schachtgepflügten krumenbasisverdichteten Flächen engmaschige tiefreichende Wurzelsysteme aus. Dagegen wurde z.B. bei Sommergerste immer wieder eine stärkere Ertragswirksamkeit des Schachtpflügens festgestellt, da die KBV ohne Schachtpflügen dem Wurzeltiefenwachstum i.d.R. ab Mai hohe Durchdringungswiderstände entgegengesetzt.

Aber auch aus der Sicht der Nutzungseffektivität und Nachhaltigkeit der Verfahrenswirkung ist der fruchtartsspezifische Durchwurzelungsvorgang von Interesse. In einem Feldversuch wurde die Wirkung von 2 Fruchtfolgen mit unterschiedlicher Bioperforationsleistung 5 Jahre nach dem Schachtpflügen anhand der neugebildeten Bioporenfläche in 40 cm Bodentiefe verglichen (Abb. 3). Alle Bearbeitungsvarianten zeigen unter der Bioperforationsfruchtfolge mit pflahlwurzelbildenden Fruchtarten einen mehr als doppelt so hohen Anstieg der Wurzelporenfläche als bei einer Fruchtwechselfolge ohne Gröbstporenbildner.

Die Anreicherung der Schachtfüllung mit Stickstoff bewährte sich nicht. Eine Applikation von mineralischem N führte i.d.R. nur im 1. Jahr nach dem Schachtpflügen zu vermehrter Wurzelbildung im Schacht. Vor allem wegen des fehlenden positiven Effektes auf die Perforationsrate der Kompaktzone wurde die N-Applikation in den

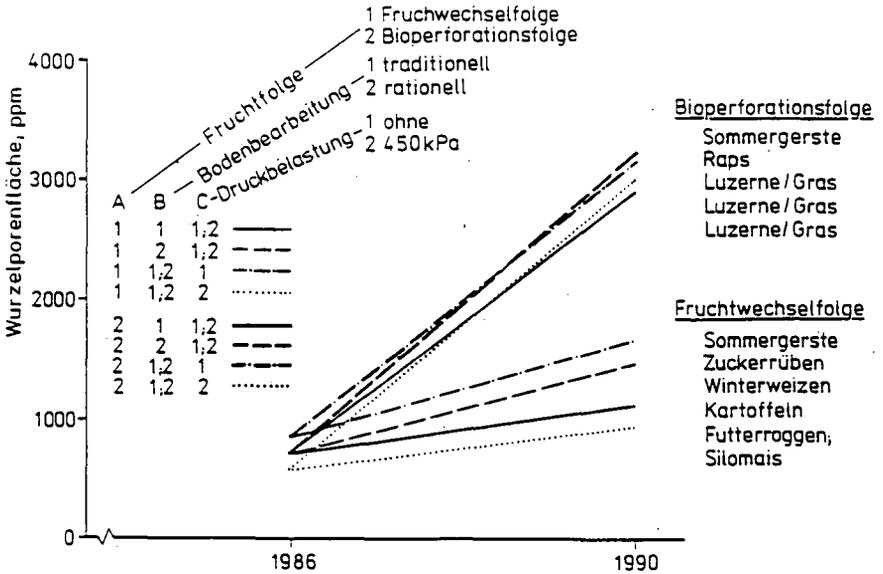


Abb. 3: Einfluß von 2 Fruchtfolgen auf die rhizogene Bioporenbildung in der Kompaktzone einer krumenbasisverdichteten, schachtgepflügten Löß-Fahlerde (Albic Luvisol).  
Bruchflächenmethode

Schacht als verfahrensbestandteil fallen gelassen.

Die Langlebigkeit der Schächte als Wurzeleitbahnen in den Unterboden wird verringert, wenn in der Schachtfüllung ein Mischungsanteil an Krumenboden fehlt oder wenn die Schachteingänge durch Lasteinträge schachtparalleler Überfahrten technogen wiederverdichtet werden.

Literatur

BÖHM, W.: In situ estimation of root length at natural soil profiles.- J. Agric. Sci.- 87(1976).- 365-368  
 STEINERT, P.: Feldversuchsergebnisse zur Wirkung meliorativ angelegter Wurzeleitbahnen auf Löß-Fahlerde (Albic Luvisol).- Arch. Acker-, Pflanzenbau und Bodenkd.- Berlin 33(1989)5.- 267-275  
 STEINERT, P.; UNGER, H.: Bioporenbildung in Verdichtungszone nach Anlage von Schächten.- Arch. Acker-, Pflanzenbau und Bodenkd.- 33(1989)9.- 511-519  
 VETTER, H.; SCHARAFAT, S.: Die Wurzelverbreitung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen im Unterboden.- Z. Acker- u. Pflanzenbau.- 120(1964).- 275-298

Langfristige Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen in immissionsbelasteten  
Waldstandorten:  
Vegetation und bodenchemischer Zustand der Bodenstrukturelemente

von

Vandré, R., M. Kaupenjohann u. W. Zech\*

**Einleitung:** Kalkungsmaßnahmen werden heute z.T. großflächig zur Restabilisierung versauerter Waldökosysteme eingesetzt (vgl. IMA 1989). Nach neueren Untersuchungen muß dabei auch mit negativen Folgen wie Humusabbau, Nitratauswaschung und Schwermetallmobilisierung durch Komplexbildung mit DOC gerechnet werden (MARSCHNER et al. 1989, KREUTZER et al. 1989). Eine Folgeabschätzung der Waldkalkungen ist daher erforderlich. Langfristige Wirkungen können dabei durch Untersuchung alter Praxiskalkungen erfaßt werden. Im Folgenden werden Ergebnisse einer solchen Untersuchung 22 Jahre nach Kalkung vorgestellt.

**Material und Methoden:** Standort: Fichtenaltbestand auf podsoliger Braunerde aus Granitverwitterung am Fuß des Ochsenkopfes im Fichtelgebirge. Versuchsglieder: 1968 mit 90 dz/ha CaO und 20 dz/ha Thomasphosphat gekalkt (**Kalkfläche K.**); ungekalkt (**Nullfläche N.**). Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen bis auf die Pb- und Cd- Wasserextrakte, die aus Proben des Altbestandes sind, aus Femelschlagauflichtungen mit Buchen- und Tannenanzucht.

Vegetationsuntersuchungen: Pflanzenaufnahmen und ihre ökologische Bewertung, hier exemplarisch anhand der Gehölze und ihrer Zeigerzahlen nach ELLENBERG (1979) gezeigt. Nährstoffgehalte von Tannennadeln nach trockener Veraschung (KAUPENJOHANN et al. 1985).

Bodenuntersuchungen: Auflagehumus: Gesamtmenge und Elementvorräte anhand von Stechrahmenproben (20 x 20 cm) und trockener Veraschung (KAUPENJOHANN et al. 1985). Mineralboden: Perkolierendes Bodenwasser reagiert in natürlich gelagerten Böden vor allem mit den Aggregatoberflächen. Die Aggregatoberflächen können chemisch von der übrigen Bodenfestphase abweichen und sind von besonderer Bedeutung für die Stoffdynamik im Zusammenhang mit Versauerung und Kalkung (vgl. KAUPENJOHANN 1989, HILDEBRAND 1991). Im Mineralboden wurden daher natürlich gelagerte Proben in Stechringen und homogenisiertes Material als Spatenproben getrennt genommen und charakterisiert. Beprobungstiefen 0-4 cm (Ah), 5-9 cm (Bs) und 35-39 cm (Bv). Aufsättigung der **Stechringe** 24 h mit H<sub>2</sub>O, Gewinnung der Grobporenlösung durch Zentrifugation bei 110 g auf einer perforierten Teflonplatte, danach Druckfiltration durch Polysulfonmembranfilter (Porenweite 0,45 µm). Gewinnung eines **Batch**-Extraktes der ungesiebten Spatenproben mit H<sub>2</sub>O (1:1) nach 24 h Gleichgewichtseinstellung, Druckfiltration. (Einzelheiten siehe VANDRE 1991)

**Ergebnisse:** Die Mineralbodenextrakte zeigen die gleichen Trends für natürlich gelagerte und homogenisierte Proben (Abb.1).

Mit auf der Kalkfläche signifikant erhöhten Ca-Gehalten und tendenziell erniedrigten H<sup>+</sup>- und Al-Aktivitäten bis in den Bv wird eine nachhaltige positive Kalkungswirkung angezeigt.

\* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

Ebenfalls tendenziell erniedrigte Mg-Gehalte könnten mit erhöhter Ca-Konkurrenz um Austauschplätze zusammenhängen.

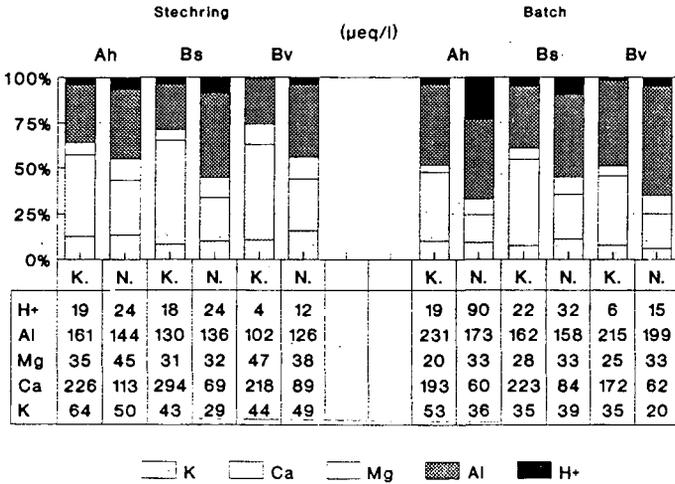


Abb.1: Relative und absolute Elementgehalte der Wasserextrakte

In der Auflage sind nach Kalkung die Gesamthumusmenge ebenso wie die N- und Pb-Vorräte verringert. Erhöht sind dagegen die Ca-, Mg- und Cd-Vorräte (Abb.2).

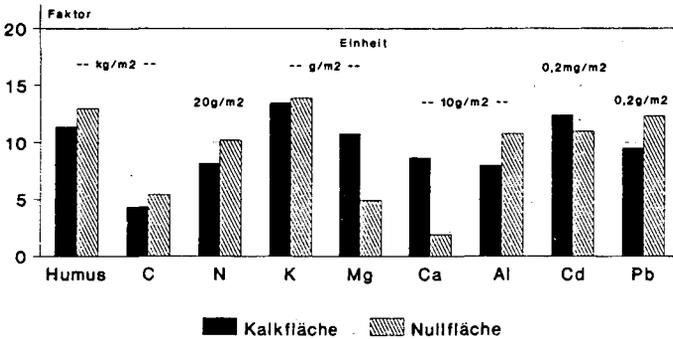


Abb.2: Humusmenge und Elementvorräte der organischen Bodenauflage  
Menge, Vorrat = Faktor x Einheit

Im Zuge des Humusabbaus mobilisiertes Pb (vermutlich als DOC- Komplex) wird im oberen Mineralboden wieder festgelegt (Abb.3). Im Bv findet sich kein wasserextrahierbares Pb mehr.

Der Abbau des N-Vorrates beinhaltet im Fall immissionsbedingt guter N-Versorgung die Gefahr der Nitratauswaschung (KREUTZER et al. 1989, SAUTER et al. 1990).

Die Ca-Versorgung der Forstbäume ist verbessert (Abb.4). Der beim Vergleich mit Literaturdaten zu diagnostizierende Mg-Mangel ist jedoch nicht behoben.

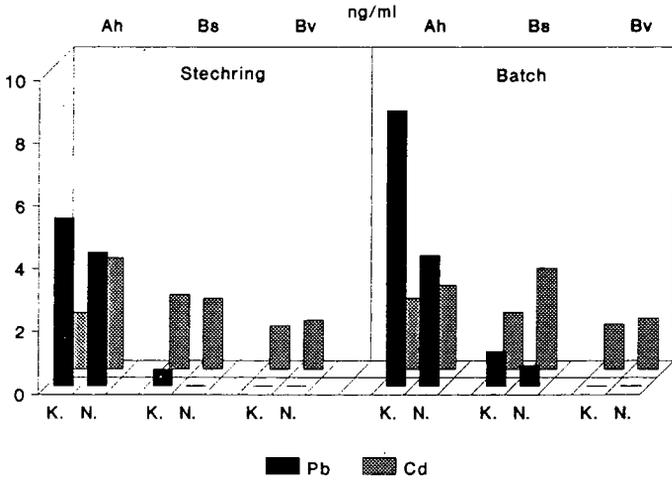


Abb.3: Blei- und Cadmiumgehalte in Wasserextrakten natürlich gelagerter (Stechring) und homogenisierter (Batch) Bodenproben

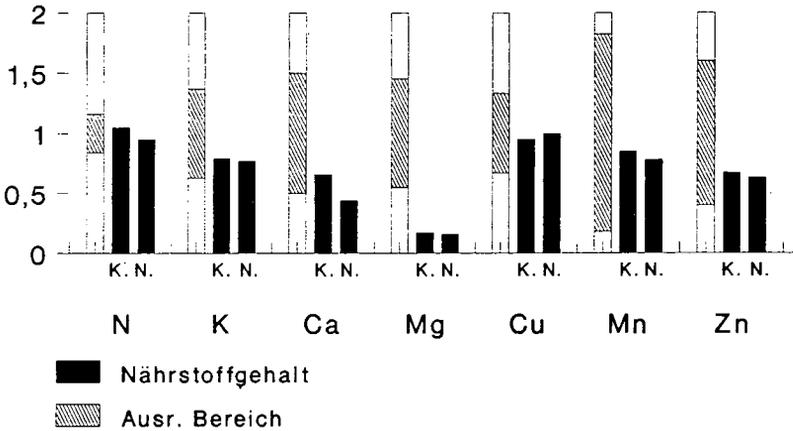


Abb.4: Nährstoffgehalte in einjährigen Tannennadeln relativ zum Bereich ausreichender Versorgung nach BERGMANN (1986)

Die spontane Vegetation der Kalkfläche ist üppiger, artenreicher und anspruchsvoller und deutet damit erhöhte Nährstoffumsetzungsraten an (vgl. Tab.1).

Bemerkenswert ist die stärkere Bergahornverjüngung auf der Kalkfläche, während die Fichte ausbleibt.

Tab.1: Artenliste und Deckung der Gehölze, \* = gepflanzt, - = nicht vorhanden; Mittlere Zeigerzahlen der Gehölze (Gewichteter Mittelwert der Zeigerzahlen der Gehölze nach ELLENBERG 1979), Skala von 1 (sehr gering) bis 9 (sehr hoch)

Art	Deckung	
	K.	N.
*Abies alba, Tanne	1	1
Acer pseudoplatanus, Bergahorn	2	1
Betula pendula, Birke	+	.1
*Fagus sylvatica, Buche	2	2
Fraxinus excelsior, Esche	+	-
Picea abies, Fichte	+	2
Pinus sylvestris, Kiefer	+	-
Prunus avium, Kirsche	+	+
Rubus fruticosus coll., Brombeere	2	+
Rubus idaeus, Himbeere	4	2
Sambucus nigra, Holunder	+	-
Sambucus racemosa, Traubenholunder	1	+
Sorbus aucuparia, Vogelbeere	3	3
Symphoricarpos rivularis, Schneebeere	+	-
Vaccinium myrtillus, Heidelbeere	2	2
Vaccinium vitis-idaea, Preiselbeere	1	1
<b>Feuchte</b>	<b>5,1</b>	<b>5,0</b>
<b>Reaktion</b>	<b>4,1</b>	<b>3,8</b>
<b>Stickstoff</b>	<b>6,4</b>	<b>5,5</b>

### Literatur

- BERGMANN W. (1986): Farbatlas Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. VEB Gustav Fischer Verlag
- ELLENBERG H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9
- HILDEBRAND E.E. (1991): Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben. Methoden und Informationsgewinn. KfK-PEF 85
- IMA (1989): IMA- Querschnittseminar "Düngung geschädigter Waldbestände", KfK-PEF 55
- KAUPENJOHANN M., HANTSCHER R., HORN R., ZECH W. (1985): Nährstoffversorgung gedüngter, unterschiedlich geschädigter Fichten auf immissionsbelasteten Standorten in NO-Bayern. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43, 969 ff.
- KAUPENJOHANN M. (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung ummissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther Bodenkundl. Ber. 11
- KREUTZER K., Schierl R. (1989): Auswirkungen der Kalkung auf die Sickerwasserqualität - Ergebnisse aus dem Högelwald- Projekt und der Oberpfalz. IMA- Querschnittseminar "Düngung geschädigter Waldbestände", KfK-PEF 55, 129 ff.
- MARSCHNER B., STAHR K., RENGER M. (1989): Potential Hazards of Lime Application in a Damaged Pine Forest Ecosystem in Berlin, Germany. Water, Air and Soil Pollution 48, 45 ff.
- SAUTER U, Meiwes K. (1990): Auswirkung der Kalkung auf den Stoffaustrag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. Forst und Holz 20, S. 605 ff.
- VANDRE R. (1991): Langfristige Auswirkungen einer Praxiskalkung hoher Dosis auf Vegetation und bodenchemische Parameter des strukturierten Bodens an einem immissionsbelasteten Waldstandort im Fichtelgebirge (vorl. Titel). Diplomarbeit am Lehrst. f. Bodenkunde u. Bodengeographie, Uni Bayreuth.

VA-Mykorrhiza erhöht die Phosphataufnahme und das vegetative Wachstum, nicht aber den Samenertrag von Kichererbsen in Nordsyrien

Weber, E.<sup>1,2</sup>, E. George<sup>1,2</sup>, M.C. Saxena<sup>1</sup>,  
u. H. Marschner<sup>2</sup>

*Einleitung*

Auf phosphatarmen Kalkböden Nordsyriens werden Wachstum und Ertrag von Kichererbsen (*Cicer arietinum* L.) durch Phosphat (P) -Düngung oft nur wenig beeinflusst (Pala und Mazid 1990). Trotz ihres groben Wurzelsystems gelten Kichererbsen deshalb als effizient hinsichtlich der Ausnutzung von schwerlöslichen Bodenphosphaten (insbes. Kalziumphosphaten).

In den Ackerböden Nordsyriens sind vesikulär-arbuskuläre Mykorrhiza (VAM) -Pilze sehr verbreitet. Auch die Wurzeln von Kichererbsen sind im allgemeinen dicht mit VAM-Pilzen besiedelt (George *et al.* 1988). Es ist nicht bekannt, ob die starke Mykorrhizierung eine Ursache für das gute Wachstum von Kichererbsen auf P-armen Böden Nordsyriens darstellt und ob die Mykorrhizierung noch weitere Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum hat.

Es sollte festgestellt werden, ob (a) unter kontrollierten Bedingungen eine Infektion mit VAM-Pilzen die P-Aufnahme von Kichererbsen aus einem P-armen Kalkboden erhöht und ob (b) dies auch unter Feldbedingungen zu einem verbesserten Wachstum von Kichererbsen führt.

*Material und Methoden*

Die Experimente wurden am International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA) in Tel Hadya, Nordsyrien, durchgeführt. Der Standort hat ein mediterranes Klima; die Jahresdurchschnittstemperatur im langjährigen Mittel beträgt 17,7°C (17,8°C im Versuchsjahr 1988/89), der durchschnittliche Jahresniederschlag im langjährigen Mittel beträgt 346 mm (234 mm im Versuchsjahr 1988/89). Der Boden ist ein vertic (calcic) Luvisol (FAO) bzw. Chromoxerertic Rhodoxeralf (USDA) mit geringen Gehalten an NaHCO<sub>3</sub>-extrahierbarem P (2-3 mg P kg<sup>-1</sup> Boden) und organischer Substanz (0,1%) und einem hohem pH (pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub> 8,2).

-----  
1. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA), P.O. Box 5466, Aleppo, Syrien 2 Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, Postfach 700562, 7000 Stuttgart 70

Gefäßversuch:

Vergleich von mykorrhizierten (Inokulation mit einheimischen VAM-Pilzen) und nicht mykorrhizierten Pflanzen auf hitzesterilisiertem Boden, gedüngt mit Triple-Superphosphat (0 - 24 mg P kg<sup>-1</sup> Boden). Die Ernte erfolgte in der Vollblüte.

Feldversuch:

Bodensterilisation mit Dazomet (0-30 cm Bodentiefe), anschließend auf einem Teil der Parzellen Inokulation mit einheimischen VAM-Pilzen, zusätzlich bei VAM-inokulierten Varianten ohne oder mit P-Düngung (60 kg P ha<sup>-1</sup> als Triple-Superphosphat). Die Bodensterilisation führte nur zu einer teilweisen Eliminierung der bodenbürtigen VAM, daher wurden gering (ohne Inokulation) und stark (mit Inokulation) mykorrhizierte Pflanzen miteinander verglichen werden.

*Ergebnisse*

VA-Mykorrhiza erhöhte Wachstum (Abb. 1) und die Phosphataufnahme von Kichererbsen im Gefäßversuch deutlich. Bei geringer und mittlerer P-Düngung (3 - 12 mg P kg<sup>-1</sup> Boden) hatten VAM-inokulierte Pflanzen eine etwa doppelt so hohe Sproßtrockenmasse wie nicht-mykorrhizierte Kontrollpflanzen. Die fördernde Wirkung der Mykorrhiza war geringer in den Varianten ohne Düngung und mit hoher P-Düngung.

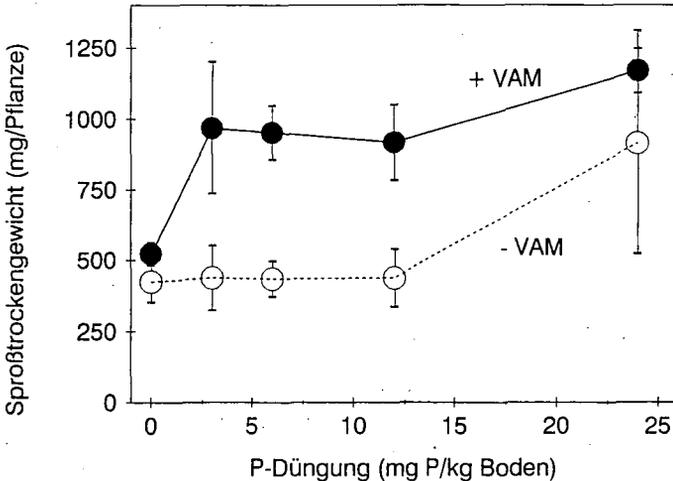


Abb. 1

Einfluß von VA-Mykorrhizierung und P-Düngung auf das Sproßtrockengewicht von Kichererbsen in der Blüte im Gefäßversuch

Im Feldversuch wuchsen stark mykorrhizierte (mit Inokulation) Kichererbsen bis zur Hülsenfüllung besser und nahmen mehr P auf als die geringer mykorrhizierten (ohne Inokulation) Vergleichspflanzen (Tab. 1). Zusätzliche P-Düngung hatte keinen weiteren Effekt. Außerdem war das Wurzel:Sproß-Verhältnis stark mykorrhizierter (mit Inokulation) Pflanzen niedriger als das von geringer mykorrhizierten Pflanzen (Tab. 1).

Tabelle 1

Einfluß von Inokulation mit VAM-Pilzen und P-Düngung auf Sproßtrockenmasse, P-Aufnahme in Sproß und Wurzellänge:Sproßtrockenmasse-Verhältnis von Kichererbsen in der Hülsenfüllung auf teilsterilisiertem Boden in Nordsyrien (Mittel von 2 Probenahmen  $\pm$  Standardfehler)

	Sproß-trockenmasse (g Pflanze <sup>-1</sup> )	P-Aufnahme (mg P Pfl. <sup>-1</sup> )	Wurzel:Sproß- Verhältnis (cm mg <sup>-1</sup> )
Kontrolle	4,6 ( $\pm$ 0,1)	5,7 ( $\pm$ 0,0)	0,67 ( $\pm$ 0,23)
Inokuliert	8,2 ( $\pm$ 1,1)	11,5 ( $\pm$ 1,7)	0,40 ( $\pm$ 0,12)
Inokuliert + P	8,0 ( $\pm$ 1,7)	10,4 ( $\pm$ 2,3)	0,43 ( $\pm$ 0,28)

Die Wurzeln stark mykorrhizierter Kichererbsen waren mehr im Oberboden konzentriert (Abb. 2), der zu diesem Zeitpunkt (Ende Mai) schon austrocknete.

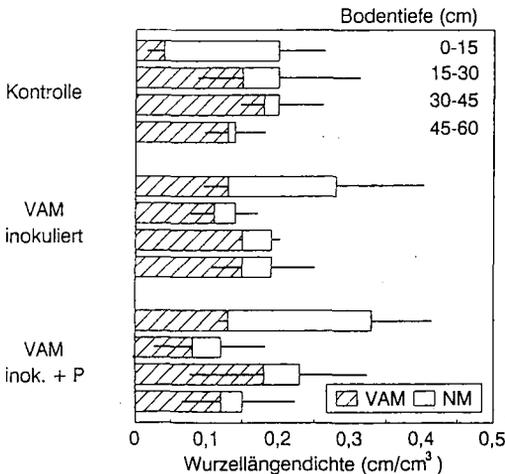


Abb. 2

Einfluß von Inokulation mit einheimischen VAM-Pilzen (VAM inokuliert) und P-Düngung (P) auf die mykorrhizierte (VAM) und Gesamt-(VAM+NM)-Wurzellängendichte von Kichererbsen in der Hülsenfüllung auf teilsterilisiertem Boden in Nordsyrien (NM = nicht mykorrhiziert)

Zur Reife hatten alle Varianten eine ähnliche Sproßtrockenmasse gebildet. Die stark mykorrhizierten (mit Inokulation) Pflanzen hatten jedoch ein geringeres Korn:Stroh-Verhältnis und dadurch auch einen niedrigeren Samenertrag als geringer mykorrhizierte (ohne Inokulation) Pflanzen (Tab. 2).

Tabelle 2

Einfluß von Inokulation mit VAM-Pilzen und P-Düngung auf Sproßtrockenmasse, Samenertrag und Korn:Stroh-Verhältnis von Kichererbsen bei der Reife auf teilsterilisiertem Boden in Nordsyrien (Mittel von 2 Probenahmen  $\pm$  Standardfehler)

	Sproß- trockenmasse (g Pflanze <sup>-1</sup> )	Samenertrag (g Pflanze <sup>-1</sup> )	Korn:Stroh Verhältnis (%)
Kontrolle	6,02 ( $\pm$ 0,43)	2,48 ( $\pm$ 0,34)	41 ( $\pm$ 3,0)
Inokuliert	6,93 ( $\pm$ 0,40)	1,88 ( $\pm$ 0,02)	27 ( $\pm$ 1,0)
Inokuliert + P	6,76 ( $\pm$ 2,02)	2,11 ( $\pm$ 0,56)	32 ( $\pm$ 1,6)

### *Schlußfolgerungen*

VA-Mykorrhiza verbesserte die P-Aufnahme und dadurch das vegetative Wachstum von Kichererbse auf einem P-armem Boden in Nordsyrien. Mit zunehmender Trockenheit im Frühsommer verstärkte aber eine ungünstigere Wurzelverteilung und ein geringeres Wurzel:Sproß-Verhältnis stark mykorrhizierter Pflanzen den Wasserstreß im Vergleich zu weniger mykorrhizierten Pflanzen während der Kornfüllungsphase und verhinderte einen höheren Samenertrag stärker mykorrhizierter Pflanzen.

### *Literatur*

George, E., E. Weber und M.C. Saxena: VA mycorrhiza studies. In: Food Legume Improvement Program. Annual Report for 1987. ICARDA, Aleppo, Syria, S. 159-162 (1988).  
 Pala, M., und A. Mazid: Improved production practices for chickpea: On-farm assessment in Syria. In: Farm Resource Management Program. Annual Report for 1989. ICARDA, Aleppo, Syria, S. 93-115 (1990).

## WURZELWACHSTUM UND NUTZUNG DES NITRATANGEBOTS BEI MAISSORTEN

Wiesler, F. <sup>+</sup> und W.J. Horst <sup>+</sup>

### 1. Einleitung

Die Durchwurzelungsintensität des Bodens ist von größter Bedeutung für die Aufnahme von im Boden wenig mobilen Ionen wie Phosphat. Dagegen weisen insbesondere Modellrechnungen darauf hin, daß mobile Ionen wie Nitrat schon bei geringen Wurzelichten praktisch vollständig ausgenutzt werden können.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, am Beispiel von Mais in Feldversuchen zu untersuchen, ob - bei Nitratanreicherung des Unterbodens - sortentypische Unterschiede in der Durchwurzelungsintensität zu einer unterschiedlichen Nitratausnutzung beitragen.

### 2. Material und Methoden

Die Versuche wurden in den Jahren 1987 und 1988 mit 10 Maissorten (4 Wiederholungen) auf einer pseudovergleyten Parabraunerde in Stuttgart-Hohenheim durchgeführt (Wiesler, 1991). Die Nitrat-N-Ausgangsmengen zu Vegetationsbeginn in 0-150 cm Bodentiefe betragen 321 (1987) bzw. 317 (1988) kg NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>. Zu verschiedenen Terminen während der Vegetationsperioden wurden die Erträge, die Stickstoffaufnahme in den Sproß, die Wurzellängendichten und die N<sub>min</sub>-Gehalte im Boden ermittelt.

Auf der Basis von Wurzellänge und Nitratverarmung in verschiedenen Bodenschichten wurden Nitrat-Aufnahmeraten pro Einheit Wurzellänge berechnet und - unter Verwendung eines Modells von Baldwin et al. (1973) - die in der Bodenlösung erforderliche Nitratkonzentration geschätzt, um bei gegebener Aufnahmerate pro Einheit Wurzellänge ausreichenden Nitrattransport an die Wurzel durch Diffusion zu gewährleisten. Durch Erniedrigung der Wurzellängendichten und Erhöhung der Aufnahmeraten pro Einheit Wurzellänge konnte anschließend diejenige Nitratkonzentration in der Bodenlösung berechnet werden, die der gemessenen entsprach und ab der eine weitere Reduzierung der Wurzellängendichte ("kritische Wurzellängendichte") begrenzend für den Nitrattransport an die Wurzel durch Diffusion geworden wäre. In der für die Berechnungen herangezogenen Bodenschicht 60-90 cm war Massenfluß vernachlässigbar.

### 3. Ergebnisse

Die 10 untersuchten Maissorten unterschieden sich in beiden Versuchsjahren signifikant in der Stickstoffaufnahme in den Sproß, den Nitratrestmengen im Boden nach der Ernte und der Durchwurzelungsintensität des Bodens zur Blüte (Tab. 1). Die unterschiedliche Nitratentleerung

<sup>+</sup>Institut für Pflanzenernährung, Universität Hannover,  
Herrenhäuserstr 2, 3000 Hannover 21

Tab. 1: Stickstoffaufnahme und Nitratrestmengen im Boden zur "Reife" sowie Wurzellängendichten zur Blüte von 10 Maissorten.

	1987			1988		
	Mittel	Min - Max	F-Test	Mittel	Min - Max	F-Test
<b>N-Aufnahme in den Sproß zur "Reife" (kg N ha<sup>-1</sup>)</b>						
	195	177 - 223	***	205	185 - 225	*
<b>Nitrat-N-Restmengen in 0-150 cm Bodentiefe zur "Reife" (kg N ha<sup>-1</sup>)</b>						
	89	73 - 119	**	94	59 - 119	*
<b>Wurzellängendichten zur Blüte (cm cm<sup>-3</sup>)</b>						
0 - 30 cm	3.86	3.07 - 4.41	+	3.81	2.88 - 4.43	*
30 - 60 cm	1.63	1.21 - 2.14	***	1.36	1.14 - 1.75	n.s.
60 - 90 cm	0.47	0.24 - 0.68	**	0.37	0.24 - 0.56	**
90 - 120 cm	0.08	0.05 - 0.12	+	0.09	0.06 - 0.13	+
120 - 150 cm	0.01	0.01 - 0.02	n.s.	0.01	0.01 - 0.02	n.s.

des Bodens während der Vegetationsperiode war 1987 in 30-60 cm und in 60-90 cm Bodentiefe (Abb. 1), in der Vegetationsperiode 1988 in allen Bodenschichten zwischen 30 und 150 cm Bodentiefe (Ergebnisse nicht dargestellt) signifikant positiv korreliert mit den Wurzellängendichten der Sorten zur Blüte.

Nitrat-Abnahme Juni - Oktober  
[kg N ha<sup>-1</sup>]

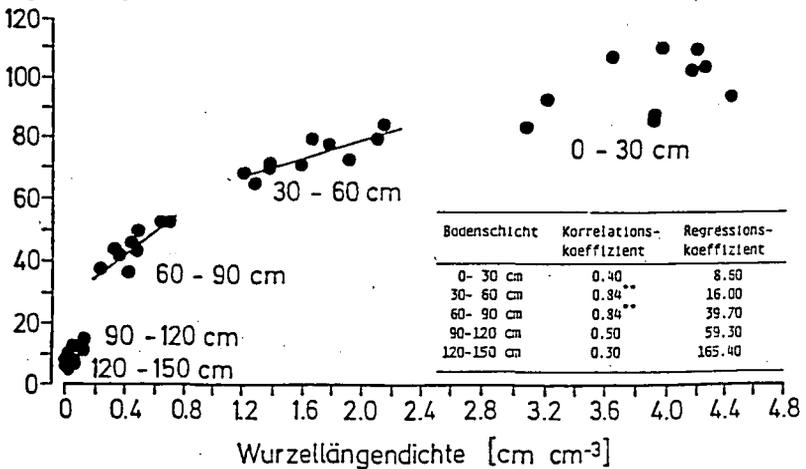


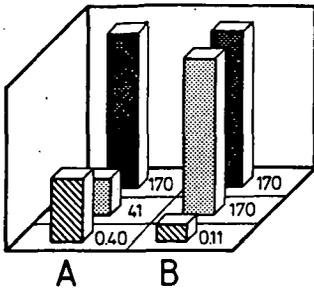
Abb. 1: Beziehung zwischen den Wurzellängendichten von 10 Maissorten zur Blüte und der Nitratverarmung des Bodens während der Vegetationsperiode 1987.

Ursache des berechneten Zusammenhangs zwischen Wurzellängendichte und Nitratverarmung des Bodens könnte ein die Stickstoffaufnahme limitierender Nitrattransport an die Wurzel durch Diffusion gewesen sein. Die Geschwindigkeit, mit der Nitrat an die Wurzel angeliefert werden muß, wird maßgeblich bestimmt durch die N-Aufnahmerate pro Einheit Wurzellänge. Wie aus Tab. 2 am Beispiel des Zeitpunktes Mitte des Längenwachstums hervorgeht, erhöhte sich die N-Aufnahmerate pro Einheit Wurzellänge mit zunehmender Bodentiefe. Es deutet sich an, daß eine genotypisch bedingte Unterlegenheit in der Wurzellängendichte in den oberen, nicht aber in den unteren Bodenschichten durch eine Erhöhung der Aufnahmerate pro Einheit Wurzellänge kompensiert werden konnte.

Tab. 2: Wurzellängendichten und Nitrataufnahmeraten pro Einheit Wurzellänge von 2 Mais-sorten zum Zeitpunkt Mitte des Längenwachstums 1987.

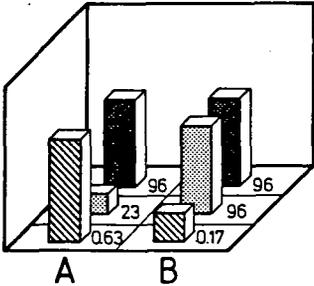
Bodenschicht (cm)	Sorte	Wurzellängendichte (cm cm <sup>-3</sup> )	Aufnahmerate (pmol N cm <sup>-1</sup> sec <sup>-1</sup> )
0 - 30	Alize	2.45	0.24
	Brummi	2.80	0.14
30 - 60	Alize	0.88	0.59
	Brummi	1.23	0.40
60 - 90	Alize	0.21	0.80
	Brummi	0.40	0.73
90 - 120	Alize	0.03	-
	Brummi	0.05	0.38
120 - 150	Alize	0.01	2.45
	Brummi	0.01	2.57

Am Beispiel der Sorte Brummi (hohe Wurzellängendichte, starke Nitratverarmung des Bodens) für die Bodenschicht 60-90 cm durchgeführte Modellrechnungen (Abb. 2) ergaben jedoch, daß die Wurzellängendichten dieser Sorte zu den Zeitpunkten Mitte des Längenwachstums und Blühbeginn auf 0,11 bzw. 0,17 cm cm<sup>-3</sup>, das heißt auf 27 % der Meßwerte hätte reduziert werden können, bis der Nitrattransport an die Wurzel begrenzend für die Stickstoffaufnahme geworden wäre. Die Sorte mit der geringsten Durchwurzelungsintensität des Bodens (Alize) hatte zu den entsprechenden Zeitpunkten mit 0,21 bzw. 0,24 cm cm<sup>-3</sup> geringfügig höhere Wurzellängendichten ausgebildet als die für die Sorte Brummi berechneten "kritischen Wurzellängendichten". Unter Zugrundelegung der durchgeführten Modellrechnung wäre somit die Wurzellängendichte jeder anderen Sorte ausreichend gewesen, um die hohe Nitrataufnahme der Sorte Brummi aus 60-90 cm Bodentiefe zu gewährleisten.



### Mitte Längenwachstum

gemessene Nitratkonz. [mg l<sup>-1</sup>]  
erforderliche Nitratkonz. [mg l<sup>-1</sup>]  
Wurzellängendichte [cm cm<sup>-3</sup>]



### Blühbeginn

gemessene Nitratkonz. [mg l<sup>-1</sup>]  
erforderliche Nitratkonz. [mg l<sup>-1</sup>]  
Wurzellängendichte [cm cm<sup>-3</sup>]

Abb. 2: In der Bodenlösung gemessene im Vergleich zu erforderlichen Nitratkonzentrationen, um Nitrattransport an die Wurzel durch Diffusion in ausreichender Höhe zu gewährleisten (Baldwin-Modell).

A: bei gemessenen Wurzellängendichten und Aufnahmeraten pro Einheit Wurzellänge

B: bei reduzierten ("kritischen") Wurzellängendichten und erhöhten Aufnahmeraten pro Einheit Wurzellänge

Vegetationsperiode: 1987; Bodenschicht: 60-90 cm; Sorte: Brummi

## 4. Schlußfolgerungen

1. Durch Sortenwahl kann ein Beitrag zu einer verbesserten Nitratausnutzung geleistet werden.
2. Die durchgeführten Modellrechnungen können die im Feldversuch ermittelte positive Beziehung zwischen Wurzellängendichte und Nitratverarmung des Bodens nicht erklären. Dies könnte auf vereinfachenden Annahmen im Modell beruhen, die im Gegensatz stehen zu nicht-idealen Aufnahmebedingungen im Feld, insbesondere (1) ungleichmäßige Verteilung von Wurzeln und Nitrat im Boden, (2) eingeschränkter Wurzel/Boden-Kontakt, (3) geringerer H<sub>2</sub>O Gehalt in der Rhizosphäre als im Restboden, (4) unterschiedliche Aufnahmeaktivität von verschiedenen Wurzelabschnitten.

## 5. Literatur

- Baldwin, I.P.; Nye, P.H.; Tinker, P.B. (1973): Uptake of solutes by multiple root systems from soil. *Plant Soil* 38, 621-635.
- Wiesler, F. (1991): Sortentypische Unterschiede im Wurzelwachstum und in der Nutzung des Nitratangebots des Bodens bei Mais. Diss. Universität Hohenheim.

KOMMISSION V



## **GENESE UND ÖKOLOGIE ALTER UND JUNGER STADTBÖDEN UNTER GARTENNUTZUNG**

von

AEY, W. \*) und H.-P. BLUME \*\*)

### 1. EINLEITUNG

Stadtböden werden in ihrer Genese und ihren ökologischen Eigenschaften durch die urbanen Nutzungen Wohnen, Freizeit und Erholung, Gewerbe, Industrie, Verkehr, Bahnanlagen etc. beeinflusst. Je nach Art der Nutzung kommt es zu Aufträgen und Einmischungen von natürlichen und / oder technogenen Substraten, zu Grundwasserabsenkung, Nährstoffeintrag, Schadstoffbelastung, Verdichtung, Lockerung und Versiegelung von Böden. Tiefgreifende Umgestaltungsmaßnahmen sowie diverse Nutzungs- und Bewirtschaftungsformen hinterlassen Spuren, die in stadtspezifischen Eigenschaften der Böden zum Ausdruck kommen (z.B. RUNGE 1975, GRENZIUS 1987, CORDSEN et al. 1988, AEY 1990, SUKOPP 1990). Am Beispiel von Garten- und Parkböden wird gezeigt, worin der nutzungsspezifische Einfluß der Nutzungsform Garten/Park besteht und wie sich die Nutzungsdauer auf die Bodenentwicklung und die Standorteigenschaften auswirkt.

### 2. DATENGRUNDLAGE UND UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Datengrundlage für den Vergleich der Gartenböden unterschiedlich lange genutzter Wohngebiete bilden 175 Bohr- und Grabprofile aus Lübeck. Die Beschreibung der überwiegend grundwasserfernen Standorte erfolgte entsprechend der Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982). Zusätzlich wurden zur weiteren Charakterisierung 4 Leitprofile möglichst ähnlicher Bodenart im Labor untersucht, um die nutzungsbedingten Standortveränderungen schärfer zu belegen (Methoden nach SCHLICHTING & BLUME 1966). Weitere Analysedaten sind für die Profile 7, 4, 6 und 1 bei AEY (1990) angegeben.

Für die lange Nutzungsdauer (= 800 Jahre) wurden 65 Profile des Altstadtkerns erfaßt. Die 54 Profile der mittleren Nutzungsdauer (= 100 Jahre) stammen aus dem Stadtteil St. Gertrud. 56 Bohrprofile aus dem Stadtteil Moisling wurden für die kurze Nutzungsdauer (= 25 Jahre) beschrieben.

Um den unterschiedlichen Durchwurzelungstiefen perennierender Pflanzen Rechnung zu tragen, wird die Bewertung für eine Flachwurzelzone (bis 30 cm) und eine Tiefwurzelzone (bis 150 cm) vorgenommen (vgl. GRENZIUS 1987).

---

\*) Borussiastraße 7 - 9, 1000 Berlin 42

\*\*\*) Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Olshausenstr. 40 - 60, 2300 Kiel 1

### 3. ERGEBNISSE

Bei den Böden der untersuchten Lübecker Gärten handelt es sich überwiegend um Aufschüttungsböden aus umgelagerten, mit anthropogenen Beimengungen durchsetzten Sanden. Mit zunehmender Nutzungsdauer nimmt die Mächtigkeit der Aufschüttungen und damit die Tendenz zu grundwasserfernen Standorten zu (Abb. 1).

Depohortisole, Depopararendzinen und Depo(kalk)regosole waren die häufigsten Bodentypen, wobei erstere mit der Nutzungsdauer zunehmen (Abb. 2).

Die lockeren, gut durchlüfteten frischen Hortisole mit hoher bis sehr hoher Nährstoffversorgung sind als Folge bodenverbessernder Maßnahmen (Kompostieren, Umgraben, Bewässerung etc.) in der Altstadt mit 56 %, in St. Gertrud mit 41 %, im Neubaugebiet aber nur mit 4 % vertreten.

Tabelle 1 enthält ausgewählte Bodeneigenschaften der Leitprofile. Auffallend ist die nutzungsbedingte Anreicherung von Stoffen bzw. die Veränderung der bodenökologischen Eigenschaften in Abhängigkeit von der Nutzungsdauer.

Durch intensive Gartenkultur kam es zur Akkumulation von Humus, die häufig bis in den Unterboden reichte und die die nFK sowie die Nährstoffbindung (S-Wert) der sandigen Böden erhöhte. Der Eintrag von Kompost und organischen Abfällen führte auch zu einer erheblichen Anreicherung mit Phosphaten bei den länger genutzten Gartenböden (vgl. Aey 1990).

Durch das Umgraben wurde der Hortisol gelockert; die Lagerungsdichte lag bei 1.26 und das Porenvolumen betrug 50%. Der durch Tritt verdichtete Standort des Neubaugebietes wies in der Flachwurzelzone eine höhere mittlere Lagerungsdichte (1.60) und ein niedrigeres mittleres Porenvolumen (37 %) auf.

Abb. 1: Verteilung der Aufschüttungsmächtigkeit (in cm) von Gartenböden unterschiedlicher Nutzungsdauer (ND).

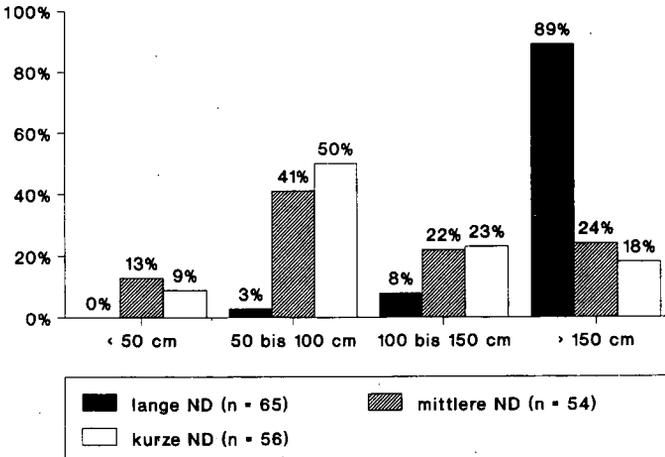
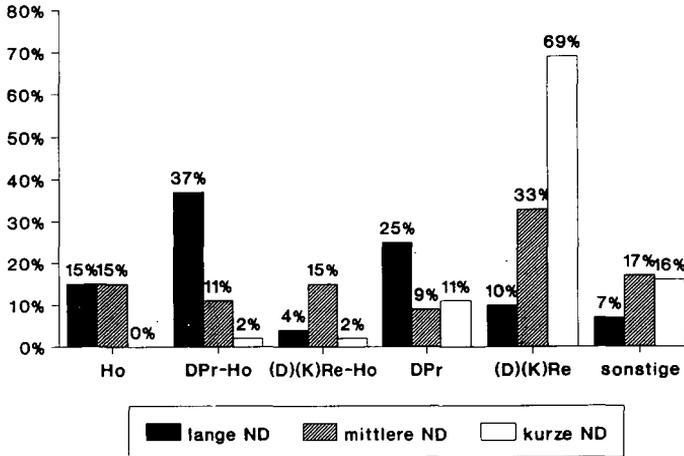


Abb. 2: Verteilung (in %) der häufigsten Böden in drei Wohngebieten unterschiedlichen Alters. Ho = Hortisol; DPr-Ho = Depopararendzina-Hortisol; (D)(K)Re-Ho = kalkhaltige und kalkfreie Regosol-Hortisole, die aufgeschüttet sein können; DPr = Depopararendzina; (D)(K)Re = kalkhaltige und kalkfreie Regosole, die aufgeschüttet sein können.



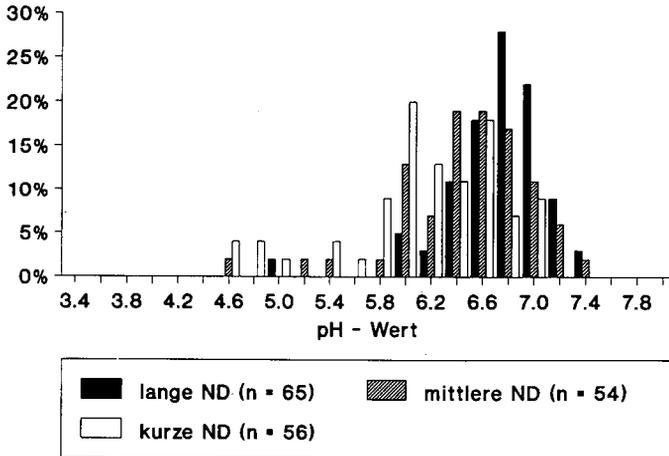
Tab. 1: Ausgewählte Bodeneigenschaften von gärtnerisch genutzten Aufschüttungsböden. (ND = Nutzungsdauer; DPr-Ho = Depopararendzina-Hortisol; DPr = Depopararendzina; DKRe = Depokalkregosol; PV = mittleres Porenvolumen; nFK = nutzbare Feldkapazität).

Tiefe in cm	Humusmenge in kg/m <sup>2</sup>		nFK in l/m <sup>2</sup>		PV in %	S-Wert in Val/m <sup>2</sup>		Verwitterbare Ca-Menge in kg /m <sup>2</sup>		P-Menge in kg/m <sup>2</sup>	DTPA in g/m <sup>2</sup>		
	30	150	30	150	30	30	150	100	100	30	30	30	
lange ND (DPr-Ho)	19	58	70	286	50	59	215	21.4	1.42	17.0	11.8	0.06	
lange ND (DPr)	18	48	69	302	41	58	216	19.0	1.82	14.7	3.0	0.03	
mittlere Nd (DPr)	20	46	72	231	46	58	178	20.8	1.18	14.2	10.5	0.11	
kurze ND (DKRe)	7	21	57	206	37	36	95	2.4	0.19	1.1	1.1	0.02	

Darüberhinaus kam es durch Kalkung und Einarbeitung von Bauschutt zu erhöhten Calciummengen. Mit zunehmender Nutzungsdauer näherten sich die pH-Werte von Gartenböden in charakteristischer Weise dem Neutralpunkt (Abb. 3).

Die älteren Gartenstandorte wiesen außerdem z.T. erheblich erhöhte Schwermetallmengen auf, was vor allem auf eingearbeitete Rückstände des Hausbrandes (Asche, Kohle) zurückzuführen ist (vgl. BULLOCK & GREGORY 1991). Aufgrund der neutralen pH-Werte und der hohen Humusgehalte ist die Mobilität der Schwermetalle gering, so daß derzeit kein Sanierungsbedarf besteht.

Abb. 3: Verteilung (in %) der pH-Werte (CaCl) der Oberböden verschieden lange genutzter Gärten.



#### 4. LITERATUR

- AEY, W. (1990): Historisch-ökologische Untersuchungen an Stadtökotopen Lübecks. - Mitt. ArbGem.Geobot. Schlesw.-Holst. / Hamb. 41, Kiel, 229 S.
- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Aufl., Hannover, 331 S.
- BLUME, H.-P., BURGHARDT, W., CORDSEN, E., FINNERN, H., FRIED, G., GRENZIUS, R., KNEIB, W. D., KUES, J., PLUQUET, E., SCHRAPS, W. G. & H.-K. SIEM (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden). - Essen, 162 S.
- BULLOCK, P. & P. J. GREGORY (Hrsg.) (1991): Soils in the Urban Environment. - Oxford, 174 S.
- CORDSEN, E., SIEM, H.-K., BLUME, H.-P. & H. FINNERN (1988): Bodenkarte 1 : 20.000 Stadt Kiel und Umland. - Mitt. Dtsch. Bodenkl. Ges. 56, 333 - 338.
- GRENZIUS, R. (1987): Die Böden Berlins (West). - Diss. TU Berlin, 522 S.
- RUNGE, M. (1975): West-Berliner Böden anthropogener Litho- und Pedogenese. - Diss. TU Berlin, Berlin, 273 S.
- SCHLICHTING, E. & H.-P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum. - Hamburg, Berlin, 209 S.
- SUKOPP, H. (Hrsg.) (1990): Stadtökologie. Das Beispiel Berlin. - Berlin, 455 S.

BÖDEN AUS KALKSTEINEN IM ARIDEN GEBIET NO-SOMALIA:  
ENTWICKLUNG UND DATIERUNG DURCH KALKBILANZEN

F. Alaily<sup>1</sup>

Im Rahmen eines von der DFG finanzierten Sonderforschungsbereichs, wurden die Böden im Nordost Somalias in Bezug auf ihre Genese untersucht. Die untersuchten Böden liegen vorwiegend in dem Darror Tal, zwischen dem 9° - 11° nördlichen Breiten- und dem 49° - 51° Längengrad. Die Ausgangsgesteine der Böden im Darror Tal bestehen im Norden und Westen aus Kreide- und Tertiär-Kalksteinen, im mittleren Bereich aus Gips, Anhydriten sowie gipsreichen Kalksteinen und im östlichen Bereich aus Evaporiten, Mergeln und Ton. In kleine Senken sind lehmige und sandige Sedimente häufig zu finden.

ERGEBNISSE DER FELDUNTERSUCHUNGEN:

Die Geländeuntersuchungen zeigten, daß die Böden meist mit Steinen und/oder Sand bedeckt sind. Darunter befindet sich gelegentlich eine sehr dünne (< 1 mm) schluffreiche Schicht. Wüstenlack konnte nur auf Feuersteinen beobachtet werden. Die Unterkanten der Oberflächensteine haben keine Gipsanreicherung und die Böden zeigen (mit Ausnahme der Vertisole) keine tiefen Spalten, wie es in der extremen Wüste zu beobachten ist (ALAILY & BLUME 1983, ALAILY 1987).

Nach der FAO Klassifikation (1988) kommen im untersuchten Gebiet 8 Bodentypen vor (ALAILY 1990): Calcic Solonchake, gypsic Solonchake, eutric Leptosole, calcaric Regosole, gypsic Calcisole, haplic Calcisole, calcaric Fluvisole und calcic Vertisole, wobei die ersten genannten drei Böden am häufigsten auftreten.

ERGEBNISSE DER LABORUNTERSUCHUNGEN:

Hier sollen die Ergebnisse in situ entwickelter Böden aus Kalksteinen am Beispiel eines Bodens dargestellt werden.

Die Korngrößenanalyse zeigt Folgendes (Tab. 1):

- Die meisten Böden sind mit Skelett bedeckt sind.
- Die dünne schluffige Bodendecke ist reich an Schluff und Ton.
- Die Oberböden sind oft an Ton ärmer als die Unterböden. Die Ursache dafür scheint nicht Lessivierung zu sein, sondern folge von Termitentätigkeit, die vorwiegend Ton und Schluff (zum Bau ihrer Gehäuse) aus dem Oberböden entfernt haben.
- Im Gegensatz zum Skelettgehalt nimmt der Sandgehalt mit der Tiefe ab.

<sup>1</sup>SFB 69, TU-Berlin, Ackerstr. 71-76, 1000 Berlin 65.

Mikroskopische Untersuchungen der Sandfraktionen zeigten, daß der Sand größtenteils aus scharfkantigen Kalksteinbruchstücken besteht. Das kann durch physikalischen Verwitterung (Salzsprengung) verursacht sein.

Tab. 1: Korngrößenverteilung eines repräsentativen Bodenprofils (Gypsic Solonchak, Nr. A002, aus Kalkstein).

Tiefe cm	Hor.	% >2000	% in < 2 mm						
			2000- 710	710- 250	250- 63	63 - 20	20 - 6	6 - 2	< 2 µm
Surf.	dep.	100	0.0	0.0	00.0	00.0	00.0	0.0	0.0
0-5	Aw	5	3.2	8.6	36.3	20.4	14.1	8.9	8.5
-14	Bkz	7	2.3	5.7	34.7	26.9	11.7	7.0	11.8
-33	Byz	13	0.2	0.7	18.2	49.8	13.5	3.3	14.3
-57	Byz	42	0.1	0.3	15.3	51.8	15.3	3.3	13.9
	R	100							

Die chemischen Analysen (Tab. 2) lassen folgende Schlüsse zu:

- Alle Böden sind reich an Karbonaten.
- Die elektrischen Leitfähigkeitswerte (EC) deuten auf eine Verlagerung der leichtlöslichen Salze in den Unterböden.
- Bei den schwefelreichen Böden sind die Unterböden mit Schwefel angereichert.
- Der Quotient ECd:Ece ist immer kleiner als 2, vor allem in den schwefelreichen Proben ist er wesentlich kleiner als 2. Dies deutet daraufhin, daß der Schwefel größtenteils in Form von Gips vorliegt.

Die Intensität der Bodenalterung wurde mit Hilfe der oxalatlöslichen Fe-Gehalte und der laugelöslichen Si:Al-Quotienten (ALAILY 1990) ermittelt. Beide Parameter nehmen mit der Tiefe ab, was darauf hindeutet, daß die untersuchten Böden aus Kalksteinen in situ entstanden sind.

Tab. 2: Analysergebnisse eines repräsentativen Bodenprofils (Gypsic Solonchak, Nr. A002, aus Kalkstein).

Tiefe cm	Hor.	Bo.- art	CaCO <sub>3</sub>	S	ECd	ECe	ECd:	CaSO <sub>4</sub>	Steine	BD	WG
			%	% <sub>t</sub>	mS/cm		ECe	% <sub>4</sub>	Gw.	g/cm <sup>3</sup>	%
			i.FE.					i.FE.	%		
0-5	Aw	S1	74.1	0.36	1.15	0.58	1.99	0.19	7.5	1.77	14.3
-14	Bkz	S1	79.6	0.63	4.29	2.22	1.93	0.34	14.6	1.81	13.5
-33	Byz	S1	74.4	20.75	8.49	4.82	1.76	11.19	21.4	1.86	17.0
-57	Byz	S1	51.7	85.81	6.89	4.72	1.46	46.27	39.8	2.00	10.5
	R		96.9	0.64					100.0	2.65	

ECd = Elektrische Leitfähigkeit des 1:2,5 Boden:Wasser-Extrakts,  
 ECe = Elektrische Leitfähigkeit des 1:5 Boden:Wasser-Extrakts,  
 Surf. dep. = Bodenoberflächendecke, WG = Wassergehalt der Feldkapazität, Steine = Partikel >6 mm, BD = Lagerungsdichte, geschätzt nach SCHLICHTING und BLUME (1966).

BODENBILANZEN:

Um die Karbonat- und Gipsgehalte der in situ verwitterten Böden bilanzieren zu können, wurden 6 unverwitterte Kalksteinsproben untersucht. Diese bestehen aus 98,5 % Karbonaten, 0,32 % Gips und 1,2 % silikatischen Anteilen. Mit Hilfe dieser Daten konnte bei Anwendung der unten beschriebenen Formel (1) die ursprünglichen Karbonat- bzw Gipsgehalte in den Bodenhorizonten ermittelt werden.

$$\text{Primäre Anteile an Karbonaten (kg/m}^2\text{)} = \frac{\text{Mch} \times \text{BD} \times \text{Crb sil NCP} \times \text{sil FE}}{1000} \quad (1)$$

Mch: Mächtigkeit, BD: Lagerungsdichte, sil FE: silikatischer Anteil des Bodenhorizonts, Crb sil NCP: Karbonatgehalt des unverwitterten Kalksteins in % des KLR.

Tab. 3: Tatsächliche (act) und rechnerisch ermittelte ursprüngliche (prm) Karbonat- (Crb) und Gipsgehalte (Gps) am Beispiel des Gypsic Solonchaks (Nr. A002) aus Kalkstein.

Tiefe cm	Hor.	sil FE % i.g.	Crb		ΔCrb act - prm kg/m <sup>2</sup>	Gps Stn <sub>2</sub> g/m <sup>2</sup> act	Gps		ΔGps act - prm kg/m <sup>2</sup>
			FE	Stn <sub>2</sub> kg/m <sup>2</sup>			act	prm	
0-5	Aw	23.8	7	61	1758	21	0.2	5.8	-5.6
-14	Bkz	17.1	23	111	2340	77	0.5	7.7	-7.1
-33	Byz	11.3	74	207	3352	244	31.1	11.0	+20.3
-57	Byz R	1.2	188	149	491	617	133.7	1.6	+132.7
Sum			292	527	7941	960	165.4	26.1	+140.3

Aus der Differenz zwischen den tatsächlichen (in Feinerde und im Skelett) und den errechneten ursprünglichen Gehalten an Karbonaten bzw. Gips konnte den Schluß gezogen werden, daß alle Böden an Karbonaten und mit wenigen Ausnahmen (Tab. 3) an Gips verarmt sind.

Zur Ermittlung der ursprünglichen Kalksteinmächtigkeit, aus der die Böden entstanden sind, wurden die errechneten ursprünglichen Karbonatgehalte (Crb prm), sowie die gemessenen Gehalte an Karbonaten und Silikaten im unverwitterten Kalkstein in folgender Formel benutzt:

$$\text{Mächtigkeit des Ausgangsgesteins in Meter} = \frac{\text{Crb prm} \times 100 \times 1000}{98.5 \times 2.6 \times 1000000} = \frac{\text{Crb prm}}{98.5 \times 2.6 \times 10} \quad (2)$$

- Crb prm = kg/m<sup>2</sup> primäre Karbonatanteile im Ausgangsgestein,
- Crb Lmst = Karbonatgehalt der Kalksteine = 98.5 %, 3
- BD Lmst = Lagerungsdichte der Kalksteine = 2.6 g/cm<sup>3</sup>,
- sil Lmst = Silikatgehalt der Kalksteine = 1.2 %.

Nach dieser Berechnung ist die Kalksteinmächtigkeit, aus denen die Böden stammen, < 6 m und für das Bodenprofil A002 = 3 m.

Mit Hilfe der ermittelten Karbonatverluste wurde das annähernde Alter der in situ entwickelten Böden aus Kalksteine rechnerisch bestimmt:

$$\text{Bodenalter} = \frac{\Delta\text{Crb}}{0.31} \cdot \frac{n}{\Sigma(N-WG)} \quad (3)$$

- $\Delta\text{Crb}$  =  $\text{CaCO}_3$ -Gehaltsverluste durch Bodenbildung in  $\text{g/m}^2$ ;  
 $0,31$  =  $\text{CaCO}_3$ -Konzentration im Grundwasser;  
 $\Delta\text{Crb}/0.31$  = Wassergehalte in Liter, die zur Auswaschung von  $\Delta\text{Crb}$  nötig sind;  
 $N$  = Jahresniederschlagsmenge, die  $>WG$ ;  
 $WG$  = Wasserkapazität des gesamten Solum in  $\text{mm/m}^2$ ;  
 $\Sigma(N-WG)$  = Summe der Niederschlagswassermengen in  $\text{mm/m}^2$ , die in den Boden im Laufe von  $n$  Jahre versickern;  
 $n$  = Anzahl von Jahren, deren Niederschlagsdaten bei der Berechnung in Betracht genommen sind.

Bei diesem Rechengang wurde vorausgesetzt, daß die Karbonatkonzentration im Grundwasser sowie Menge, Intensität und Schwankung der Niederschläge während der Bodenentwicklung ähnlich waren wie in der Gegenwart. Daher sind die ermittelten Alterszahlen nur als Annäherungszahlen zu betrachten.

Die Berechnungen ergaben, daß alle untersuchten Böden nicht älter als Pleistozän sind. Dieses geringe Alter könnte durch Bodenerosion verursacht sein. Grund für die Erosion ist eine Landhebung seit dem Tertiär. Diese Landhebung ist mit der Öffnung des Golf von Aden verbunden. Außerdem ist anhand der geringe Verwitterungsintensität der untersuchten Böden (hohe Karbonatgehalte) zu folgern, daß das Klima im Laufe des Pleistozäns im Durchschnitt arid bis semiarid gewesen war.

#### LITERATUR

- ALAILY, F. (1987): Genesis of cracks in sandy soils of central east Sahara: a hypothesis.- Catena 14, 345-357, Braunschweig.  
ALAILY, F. (1990): Soils of the Darror Valley (northeast Somalia).- Catena 17, 13-24, Cremöingen.  
ALAILY, F., B. LASSONCZYK, A. HUTH & A. GENSIOR (1990): Genesis of soils in the arid part of northeast Somalia.- Berliner geowiss. Abh. (A)120.2, 695-704, Berlin.  
ALAILY, F. & H.-P. BLUME (1983): Bodengesellschaften der Vollwüste (Dakhla Becken), Ägypten.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 38, 443-450, Göttingen.  
FAO-UNESCO (1988): Soil map of the world (1:5000 000).- Revised legend, Rome.  
SCHLICHTING, E. & H.-P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum.- Paul Parey 209 p., Hamburg und Berlin.

Zum Einfluß der Substratausbildung auf die Nährstoffversorgung  
der Böden des südöstlichen Harzvorlandes

von

ALTERMANN, M., +) KÜHN, D., ++) THIERBACH, E. +)

Problem- und Zielstellung

- Zur Bemessung der Düngergaben für P, K, Mg erfolgen Bodenuntersuchungen. Diese beschränken sich meistens auf die Ackerkrume. Dabei wird für jede Probenahme fläche eine Mischprobe hergestellt.
- Proben aus dem Unterboden und Untergrund werden selten entnommen. Somit bleibt das Nährstoffpotential des Unterbodens/Untergrundes weitgehend unberücksichtigt, obwohl die mittlere effektive Durchwurzelungstiefe z. B. für Lehme und Schluffe mit 10 bis 11 dm angegeben wird.
- Insbesondere auf großen Ackerschlägen werden Bodenunterschiede bei der Festlegung der Probenahme flächen nicht oder ungenügend berücksichtigt.
- Die Untersuchungen hatten das Ziel, den Einfluß der unterschiedlichen Substratzusammensetzung und Substratfolge im Vertikalprofil auf den Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen K (DL-Methode), P (DL-Methode), Mg (n. SCHACHTSCHABEL) zu verfolgen (THIERBACH 1991), (Untersuchungsumfang: 400 Bodenprofile im SE des Harzvorlandes; ALTERMANN & KÜHN 1989).

Untersuchungsgebiet

Im südöstlichen Harzvorland dominieren Lößböden (Schwarzerden, Pararendzinen, Parabraunerden, Fahlerden). Bei Lößdecken unter 1 m Mächtigkeit haben die liegenden Verwitterungs- und Umlagerungsprodukte (Basisfließerden, -schutte) aus Triassedimenten (Unterer, Mittlerer, Oberer Buntsandstein, Muschelkalk) für Bodenausbildung und Bodeneigenschaften Bedeutung. Fläche Lößbecken enthalten Gruse und Steine aus Triasmaterial (Substrat Berglöß). Im Verbreitungsgebiet toniger Verwitterungsprodukte des Mittleren Buntsandsteins im Liegenden flachgründiger äolischer Decken kommen auch Pseudogleye vor.

Ergebnisse (Auswahl)

1. Lössе aus den verschiedenen Lößprovinzen, die nach der Verbreitung unterschiedlicher Gesteine im Liegenden des Lösses differenziert werden können, haben eine unterschiedliche primäre Nährstoffausstattung: Lössе über Mittlerem Buntsandstein haben einen höheren pflanzenverfügbaren Phosphor- und Kaliumanteil als über Muschelkalk. Die pflanzenverfügbaren Mg-Anteile streuen im Löß über Mittlerem Buntsandstein wesentlich stärker als im Löß über Muschelkalk (z. B. Abb. 1).
2. Schuttsubstrate (Lehmschutt, Tonschutt, Gesteinsschutt), Tonsubstrate (Bergton, Schutton) und Lehmsubstrate (Berglehm, Schuttlehm) aus Verwitterungs- und Umlagerungsmaterial des Mittleren Buntsandsteins sind durch höhere pflanzenverfügbare Gehalte an P und K gekennzeichnet als jene aus Muschelkalk und Oberem Buntsandstein.

+ ) Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Standortkunde und Agrarraumgestaltung Weidenplan 14, 0-4020 Halle

++ ) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin Invalidenstraße 44, 0-1040 Berlin

3. Nach der errechneten lokal angepaßten Approximation (PUDER 1987) ergeben sich für Bodenformen unterschiedliche tiefenabhängige Trends im Anteil pflanzenverfügbaren Nährstoffe. Das ist im unterschiedlichen Substrataufbau im Vertikalprofil begründet. Dieses Ergebnis hat für die Düngung insbesondere jener Ackerschläge Bedeutung, auf denen jeweils folgende Vergesellschaftung von Bodenformen vorkommt:
  - . LÖB - Schwarzerde und LÖB - Pararendzina;
  - . LÖB - Schwarzerde und Kolluviallöß - Schwarzerde (Abb. 2);
  - . LÖB - Fahlerde und LÖB über Berglehm - Fahlerde;
  - . Berglöß über Berglehm - Pseudogley und Berglöß über Bergton - Pseudogley (Abb. 3);
  - . LÖB - Parabraunerde und LÖB - Fahlerde.
4. Beim Vergleich der lokal angepaßten Approximation für Berglöße und Lössе gleicher Mächtigkeitsabstufungen sind für erstere höhere pflanzenverfügbare P- und K-Anteile nachweisbar (Abb. 4). Flachere Lößdecken haben gegenüber den mächtigeren höhere Anteile an pflanzenverfügbarem Magnesium.
5. Das Nährstoffpotential der äolischen Decken im Harzvorland wird ganz wesentlich durch die Zusammensetzung der im jeweiligen Liegenden dieser Decken vorkommenden älteren Sedimente bestimmt. Durch diese erhielten die Lössе eine spezifische "örtliche Komponente". Mit abnehmender Mächtigkeit der oberflächenbildenden äolischen Decken tritt die örtliche Prägung bezüglich der Nährstoffausstattung deutlicher hervor.

#### Schlußfolgerungen

1. Ökonomische und ökologische Gesichtspunkte erfordern, die mineralische Düngung noch stärker als bisher den natürlichen Standortbedingungen anzupassen.
2. Der Unterboden und Untergrund muß in die Probenahme mit einbezogen und durch "Zuschläge" oder "Abschläge" bei der Düngungsbemessung berücksichtigt werden. Dazu sind weitere Untersuchungen notwendig.
3. Die Einteilung der Probenahmeflächen auf den Ackerschlägen muß auf der Basis von Bodenkarten erfolgen. Die Grenzen von Probenahmeflächen sollten optimal an die Bodengrenzen (unterschiedliche Bodenausbildung, Unterschiede im Unterboden und Untergrund) angepaßt werden, um eine Teilschlagdüngung mit differenzierter Bemessung zu ermöglichen.

#### Literatur

- ALTERMANN, M., KÜHN, D.: Felddokumentation von 700 Bodenprofilen aus dem Kreis Querfurt - Halle 1989
- PUDER, A.: Ein PC 1715-Programm für die lokal angepaßte Approximation zur Schätzung stetiger Funktionen. - Dipl.-Arbeit Landw. Fakultät, MLU Halle, 1987
- THIERBACH, E.: Untersuchungen zur Abhängigkeit der Nährstoffversorgung dominierender Böden des Kreises Querfurt vom Substrataufbau und den geologischen Verhältnissen. - Dipl.-Arbeit Landw. Fakultät, MLU Halle, 1991

Abb. 1: Anteil pflanzenverfügbaren Kaliums im Löß unterschiedlicher Lößprovinzen

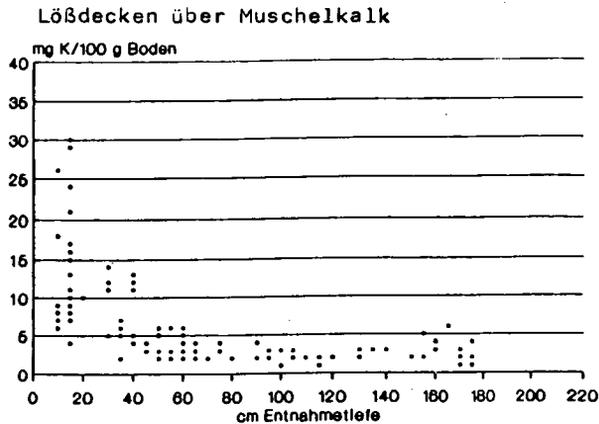
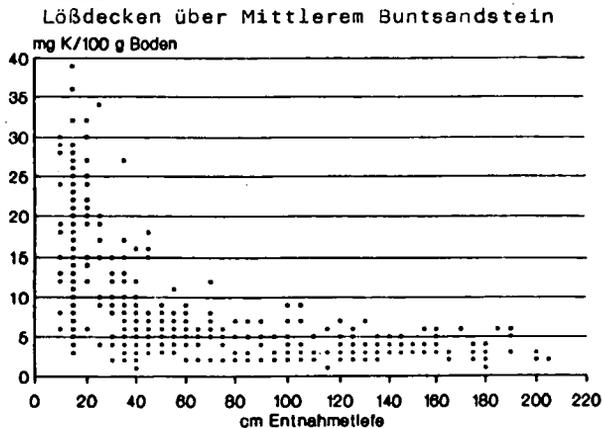
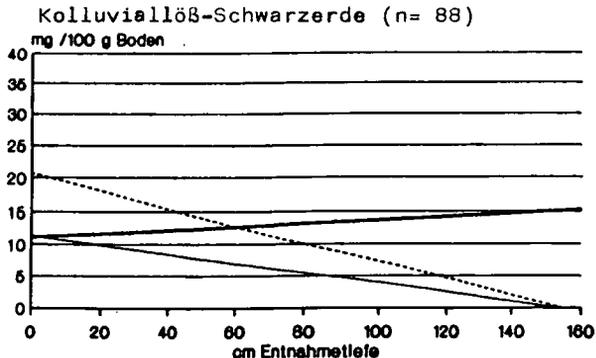
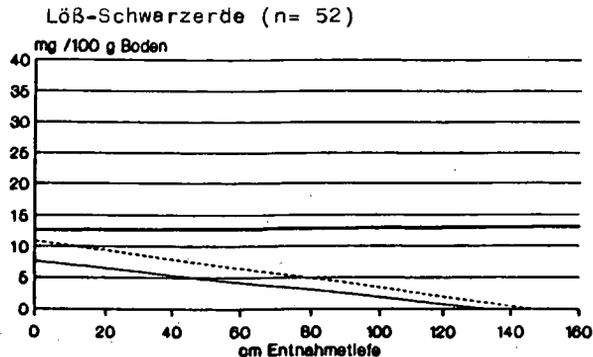


Abb. 2: Darstellung der lokal angepaßten Approximation für die Verteilung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe K, P, Mg in verschiedenen Schwarzerden aus Löß



..... Kali    - - - - - Phosphor    — Magnesium

Abb. 3: Darstellung der lokal angepassten Approximation für die Verteilung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe K, P, Mg in verschiedenen Pseudogleyen

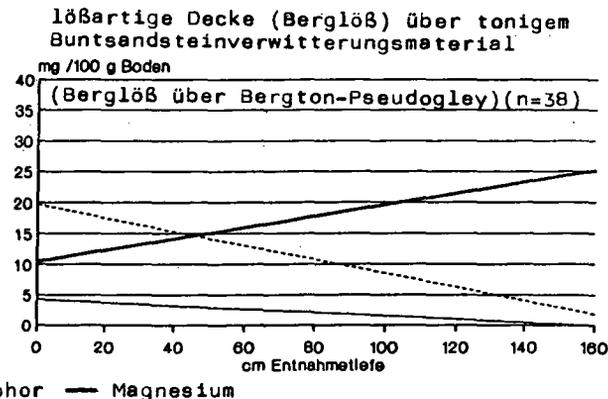
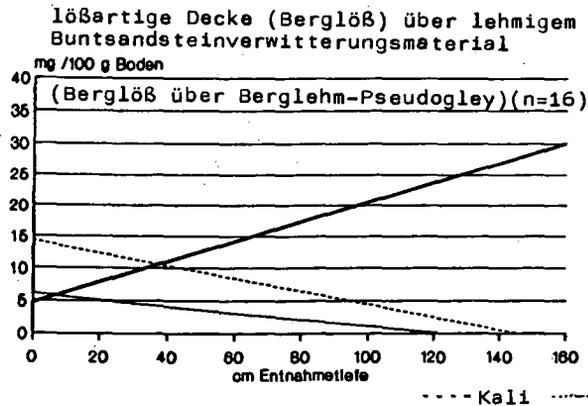
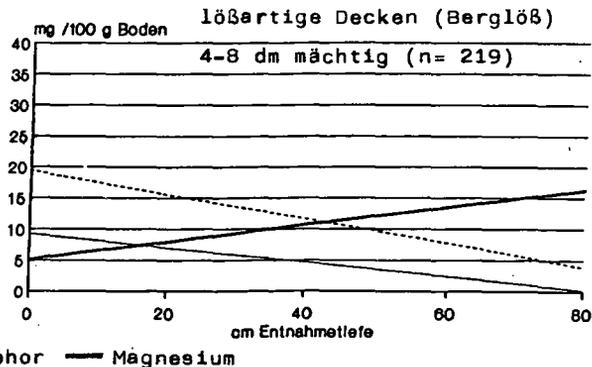
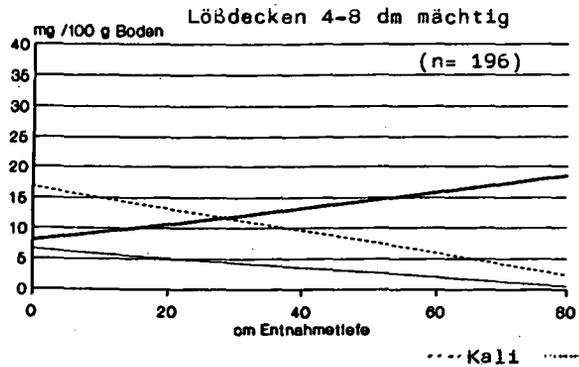


Abb. 4: Darstellung der lokal angepassten Approximation für die Verteilung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe K, P, Mg in unterschiedlichen äolischen Decken



Zur Charakterisierung des Humuskörpers von Kolluvisolen zweier benachbarter Catenen unter Wald und Acker mittels Morphe, Naßchemie, CPMAS  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie und Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie

von

Beyer, L.<sup>\*)</sup>, H.-P. Blume<sup>\*)</sup> u. H.-R. Schulten<sup>\*\*)</sup>

1. Einleitung

Im Gebiet der Bornhöveder Seenkette ist es auf den Böden aus Geschiebesand während der Ackernutzung zu erheblicher Verlagerung von Oberbodenmaterial gekommen (Bork & Ricken, 1983). Durch spätere Aufforstung mit Mischwald wurde ein Teil dieser Böden wieder der landwirtschaftlichen Nutzung entzogen (Schleuß, 1991). Diese Kolluvisole zeichnen sich durch einen mächtigen humosen M-Horizont aus (Schleuß, 1991), der sowohl unter forst- als auch unter landwirtschaftlicher Nutzung nachzuweisen ist.

Die Veränderung der organischen Bodensubstanz ehemaliger Forstböden durch landwirtschaftliche Nutzung ist in der Literatur für zahlreiche Länder hinreichend belegt (z.B. Kononova, 1975; Shaposhnikova & Novikova, 1986; Woods & Schumann, 1988). In der vorliegenden Arbeit soll deshalb die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz untersucht werden, um eine mögliche Veränderung des Humuskörpers nach Aufforstung nachzuweisen. Benachbarte vergleichbare, landwirtschaftlich genutzte Böden dienen dabei als Vergleichsgrundlage.

Wir haben uns gemäß einer Empfehlung von Schnitzer (1990) für eine Kombination von Naßchemie,  $^{13}\text{C}$ -NMR und Pyrolyse entschieden, um mögliche Fehlinterpretationen zu vermeiden und die Aussage über Pedogenese und Veränderung der Humuskörper der Kolluvisole durch Waldbau zu verifizieren.

2. Untersuchungsobjekte

Das Gebiet ist durch Schmelzwassersande geprägt, die von einer dünnen, lehmigeren Geschiebesanddecke durchsetzt oder überlagert wurden, so daß die meisten Böden durch eine Schichtung geprägt sind. Es wurde ein basenarmer Rostbraunerde-Kolluvisol unter einem Eichen/Kiefern-Mischwald untersucht. Ein basenreicher Braunerde-Kolluvisol und ein typischer Kolluvisol, beide unter Grünland, dienen als Vergleichsböden. Ausgewählte Eigenschaften der Böden sind der Tab. 1 zu entnehmen. Nähere Details zu Böden und Landschaft s. Schleuß (1991). Das Gebiet wurde bis zum Ende des letzten Jahrhunderts landwirtschaftlich genutzt und aus ökonomischen Gründen mit Mischwald aufgeforstet. Das Alter des Baumbestandes beträgt demgemäß ca. 90 Jahre.

3. Methodik

Morphe: Beschreibung n. AG Bodenkunde (1982) und AK Standortskartierung (1980).

Naßchemie: Extraktion der verschiedenen Stoffgruppen mit organischen Lösungsmitteln, Säuren und Laugen. Details s. Beyer (1989).

$^{13}\text{C}$ -NMR-Spektren: CPMAS-Methode mit Bruker MSL 100. Meßfrequenz 25.2 MHz. Kontaktzeit 1 ms. Rotationsfrequenz 4000 Hz. Details s. Fründ & Lüdemann (1989).

Pyrolyse-Massenspektren: Durchführung mit Finnigan MAT 731. Heizrate 1.2 °C\*s<sup>-1</sup>. Thermische Abbau von 50 °C bis 750 °C. Details s. Schulten et al. (1987).

Mikrobielle Biomasse: Respirationsmethode n. Anderson & Domsch (1978) mittels Wösthoffapparatur. Details s. Schleuß (1991).

<sup>\*)</sup> Institut für Pflanzenernährung & Bodenkunde, Uni Kiel, Olshausenstraße 40-60, D-W-2300 Kiel 1

<sup>\*\*)</sup> FHS Fresenius, Dep. of Trace Analysis, Dambachtal 20, D-W-6200 Wiesbaden

Tabelle 1: Ausgewählte Charakteristika der untersuchten Böden  
(C<sub>org</sub>: trockene Veraschung, N: Kjeihdahl, KAK<sub>pot</sub>: in mmol<sup>-1</sup>\*kg<sup>-1</sup> bei  
pH 8.2 n. Mehlich, BS: Basensättigung in % der KAK, nb: nicht bestimmt)

Bodentyp	Hori- zont	Tiefe cm	Boden art	C <sub>org</sub> %	N: %	C/N	KAK pot	pH	BS %
Rostbraunerde- Kolluvisol unter Wald am Mittelhang	L/O	4- 0	--	34.96	1.36	26	nb	3.8	nb
	MAeh	0- 6	mSgs	7.15	0.41	17	253	3.1	11
	MBsv	-36	mSgs	1.77	0.08	22	87	3.7	4
	MBv	-70	mSgs	0.44	0.03	15	46	4.4	4
	Bv	-99	mSgs	0.29	0.01	21	34	4.5	9
Braunerde- Kolluvisol unter Weide am Mittelhang	MAh1	0- 6	Su2	2.42	0.19	13	101	5.0	52
	MAh2	-36	Su2	0.87	0.07	12	84	5.6	69
	M	-81	S12	0.76	0.06	12	65	5.7	66
	IIBv	-107	mSgs	0.38	0.02	16	34	4.6	37
Typischer Kolluvisol unter Weide am Unterhang	MAh1	0- 6	mSfs	3.13	0.21	15	55	5.2	54
	MAh2	-37	mSfs	0.78	0.07	11	80	5.6	56
	M	-80	mSfs	0.56	0.04	15	60	5.7	57
	IIM	-124	S12	0.49	0.04	12	63	5.5	52

#### 4. Ergebnisse und vergleichende Diskussion

\* MORPHOLOGIE (Oktober 1990)

Sehr basenarmer Rostbraunerde-Kolluvisol unter Wald mit der Humusform feinhumusarmer bis feinhumusreicher Moder:

L (4.0-3.0 cm): Kaum zersetzte Blätter. Wenig Feinhumus. Schütterer Lagerung (3.465 mg\*cm<sup>-3</sup>). pH 4.5. Fließender Übergang.

Of (3.0-0.5 cm): Humifizierte Blätter. Nach unten Zunahme der Zerkleinerung und des Feinhumus als Kotpartikel und der Durchwurzelung (W6).

dB: 0.047 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 3.8-3.4. Fließender Übergang.

Oh (0.5-0.0 cm): Wechselnde Mächtigkeit. Viel Feinhumus. Wenig Vegetationsreste. Krul. W3. dB: 0.201 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 3.0. Deutlicher Übergang.

MAeh (0.0-6.0 cm): Gebleicht. Kaum Vegetationsreste. Krul. W4.

dB: 0.93 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 3.1. Fließender Übergang.

MAe (<5mm): Nicht durchgehend. Stark gebleicht. Krul. dB: 1.64 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 3.3. Fließender Übergang.

MBsv (6.0-36 cm): Krul. W4. dB: 1.18 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 3.5.

Basenreicher Braunerde-Kolluvisol unter Weide:

MAh1 (0-6 cm): Kru3. W6. dB: 1.35 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 5.0. Scharfer Übergang.

MAh2 (6-36 cm): Kru2-3. W4. dB: 1.50 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 5.6.

Typischer basenreicher Kolluvisol unter Weide:

MAh1 (0-6 cm): Kru2-3. Intakte Grasreste. W5. dB 1.42 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 5.2. Fließender Übergang.

MAh2 (6-37 cm): Kru2. W4. dB: 1.54 g\*cm<sup>-3</sup>. pH 5.6.

\* HUMUSCHEMIE

**Naßchemie:** Die Streustoffe nahmen innerhalb eines Bodens mit zunehmender Tiefe ab, die Huminstoffe zu, entsprechend wurde der Quotient Streustoffe/Huminstoffe kleiner (Tab.2). In den mineralischen A-Horizonten war noch rund die Hälfte der organischen Bodensubstanz von Streunatur. Im Kolluvium unter Wald war der Polysaccharidgehalt deutlich geringer als in den landwirtschaftlich genutzten Böden. **CPMAS <sup>13</sup>C-NMR-Spektren:** Die Carboxyl- und Aliphatherbindungen nahmen nach unten mit zunehmender Humifizierung deutlich zu. Es bestand eine enge Korrelation der Huminstoffe zu den Aliphäten (vgl. Beyer et al. 1991).

**Pyrolyse-Spektren:** Mit zunehmender Humifizierung gewinnen langkettige C-Verbindungen (Fettsäuren, Alkane, Alkene: vgl. Abb.2: m/z 256-452) an Bedeutung. Der Ligninabbau erfaßt zuerst Lignin-Monomere, während sich Lignin-Dimere noch in größerer Tiefe finden. Polysaccharide (z.B.: m/z 96, 114, 126) sind in allen Horizonten von Bedeutung und nehmen mit der Tiefe anteilig zu. Ihr Gehalt ist in den landwirtschaftlich genutzten Böden höher, während die langkettigen C-Verbindungen weniger vertreten sind (Abb.2: m/z s.o.). Der höhere Streustoffanteil im Ah des Weidebodens wird außerdem durch den Peak bei 300°C im Thermogramm belegt (Abb.2, oben rechts), der im Waldboden deutlich weniger ausgeprägt ist.

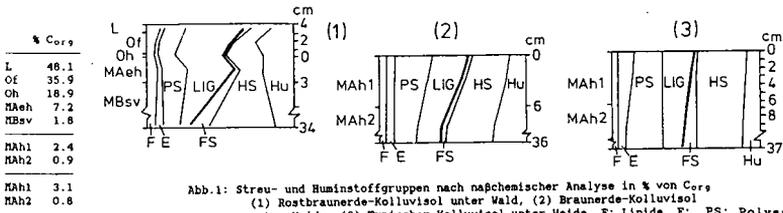


Abb.1: Streu- und Huminstoffgruppen nach naßchemischer Analyse in % von Corg  
 (1) Rostbraunerde-Kolluvisol unter Wald, (2) Braunerde-Kolluvisol unter Weide, (3) Typischer Kolluvisol unter Weide. F: Lipide, E: PS: Polysaccharide, LIG: Lignin, FS: Fulvosäuren HS: Huminsäuren, Hu: Humine

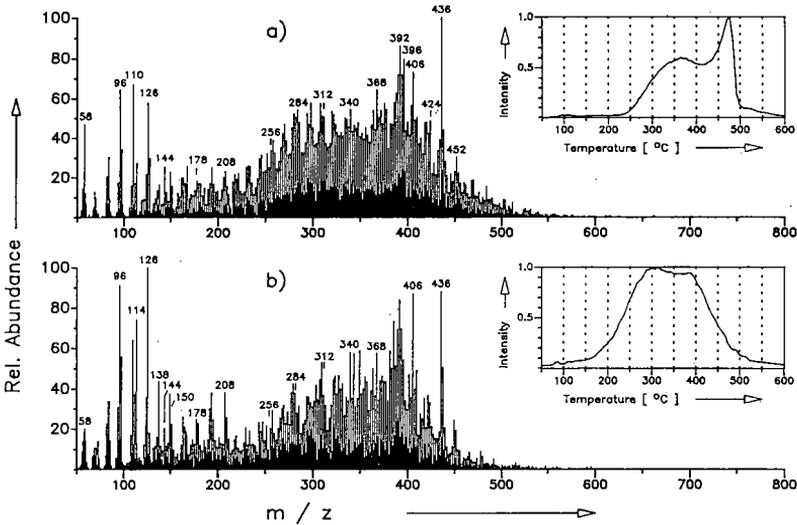


Abb.2: Pyrolyse-Massenspektren eines MBsv eines Rostbraunerde-Kolluvisols unter Wald (a) und eines MAh1 eines Typischen Kolluvisols unter Weide (b)

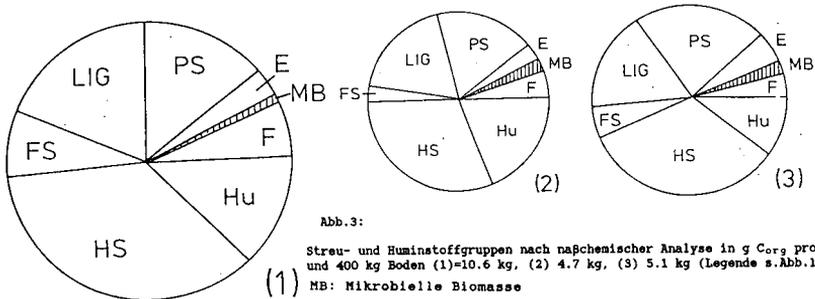


Abb.3:

Streu- und Huminstoffgruppen nach naßchemischer Analyse in g Corg pro m<sup>2</sup> und 400 kg Boden (1)=10.6 kg, (2) 4.7 kg, (3) 5.1 kg (Legende s.Abb.1)  
 MB: Mikrobielle Biomasse

\* FAZIT

Die Ergebnisse der naßchemischen Humus-Untersuchungen werden durch die  $^{13}\text{C}$ -NMR und Pyrolyse-Spektren erhärtet und teilweise erläutert, weil sie zur Strukturklärung der Stoffkomponenten beitragen. Huminstoffe besitzen demnach einen nicht unerheblichen Teil an langkettigen, aliphatischen Kohlenstoffverbindungen (vgl. Beyer et al., 1991). Ein hoher morphologisch ermittelter Streustoffanteil wird über die chemischen Analysen abgesichert.

5. Pedogenese und Veränderung des Humuskörpers unter Wald

Im Rahmen der Waldentwicklung ist der Boden stark versauert (Tab.1: pH, BS; Morphe: MAeh, MAe). Die C-Akkumulation dürfte auf die niedrigere mikrobielle Aktivität zurückzuführen sein (Abb.3: MB). Der geringere Eiweißanteil bestätigt dieses. Entsprechend kommt es zu einer Zunahme der Humusmenge im Boden (Abb.2), die wirkt sich nur auf die potentielle KAK aus (Tab.1: MAeh via MAh1). Eine geringe Bioturbation verursacht demgemäß die Ausbildung einer differenzierten Humusauflage (s.Morphe). Die Humusform feinhumusreicher Moder ist desweiteren die letzte Stufe vor rohhumusartiger Moder und leitet die Bildung von Rohhumus ein (von Zezschwitz, 1985). Die Huminstoffe reichern sich im Kolluvium des Waldbodens an (Tab.2: ZS:ZH), die gilt insbesondere für die Fulvosäuren (Tab.2; Abb.2). Die Weideböden sind dagegen stärker durch die polysaccharidreichen Gräser, also leicht abbaubaren Streustoffen geprägt (Tab.2, Abb.2). Es wird eine Fulvosäureverlagerung aus der Auflage und des MAeh-Horizontes in den Unterboden angenommen, wie die Veränderung des HS/FS-Verhältnisses (Tab.2) und der Anstieg der FS-Fraktion belegt. Die dokumentierte Fulvosäureverlagerung weist eine beginnende Podsolierung aus (Beyer et al., 1991), die sich durch die Humusform (s.o.) und die Bleichung (MAeh, MAe) bestätigt.

6. Danksagung

Die Deutsche Forschungsgemeinschaft hat die Arbeit finanziell unterstützt (Be 1259/1-1). Die umfangreiche Arbeit im Labor und Gelände wurden von Frau Stefanie Schultz, Frau Birgit Vogt und Herrn Jens Finnern gewissenhaft durchgeführt. Ihnen allen gilt unserer besonderer Dank.

7. Literatur

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart, Stuttgart.
- AK Standortkartierung (1980): Forstl.Standortaufnahme. Landwirtschaft, Münster.
- Anderson, J.P.E. & K.H.Domsch (1978). Soil Biol.Biochem.10, 215-221.
- Beyer, L.(1989): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden-Humusdynamik und mikrobielle Aktivität. Schriften.Inst.f.Pflanzenern.u.Bodenk., Uni Kiel Nr.6.
- Beyer, L.; H.-R.Schulten & R.Fründ (1991). Z.Pflanzenernähr., Bodenk. (einger.).
- Bork, H.-R. & W.Ricken (1983): Soil Erosion. Holocene and Pleistocene Development. Catena Supplement 3. Daly, B.K. (1982). Geoderma 28, 29-38.
- Fründ, R. & H.-D.Lüdemann (1989): Science of Total Environment 81/82, 157-168.
- Kononova, M.M. (1975): Humus in virgin and cultivated soils. In: Soil components, Vol.1. Organic Components. J.E.Gieseking (Hrsg.). Springer, Berlin.
- Schleuß, U. (1991) Böden und Bodenschaften einer Norddeutschen Moränenlandschaft. Diss.Uni Kiel.
- Schnitzer, M. (1990): Selected Methods for the Characterization of Soil Humic Substances. In: Humic Substances in Soil and Crop Science (MacCarthy, P. et al., Hrsg). ASA and SSSA Inc., Wisconsin, Madison.
- Schulten, H.-R.; Simmler, N. & N.Müller (1987). Anal.Chem.59, 2903-2908.
- Shaposhnikova, I.M. & A.A.Novikov (1986): Veränderung der organischen Bodensubstanz bei landwirtschaftlicher Nutzung (russisch). Pochvovedenie 8, 58-62.
- v.Zezschwitz, E. (1985). Forstw.Cbl.104, 205-220 (1985).
- Woods, L.E. & G.E.Schumann (1988). Soil Sci.Soc.Am.J.52, 1988.

---

Eine erweiterte Fassung ist zur Publikation in der Zeitschrift "Forstw.Cbl." unter dem Titel: "Der Humuskörper eines Kolluvisols unter Wald im Vergleich zu benachbarten landwirtschaftlich genutzten Kolluvisolen. I. Charakterisierung des Humuskörpers mittels Morphe, Mikrobieller Biomasse, Naßchemie, CPMS  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie und Pyrolyse Feldionisation Massenspektrometrie." eingereicht.

Zur Entstehung der Löß/Boden-Abfolge in Hochflächenlagen  
auf der südlichen Frankenalb

(Poster) von K.E. Bleich\*) und K.-H. Papenfuß\*)

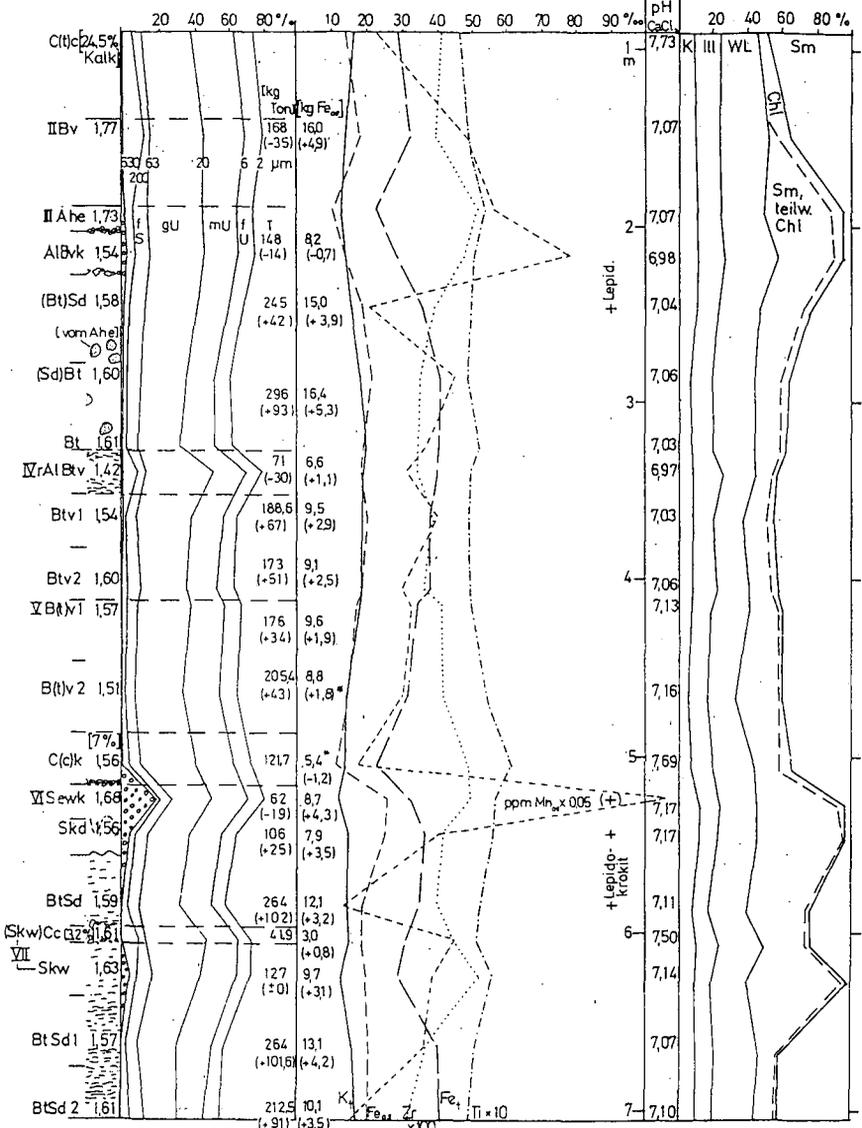
Die Löß/Boden-Abfolge bei Attenfeld nördlich von Neuburg an der Donau wurde zu dem Zweck untersucht, Warmzeiten nach Intensität und Ausmaß der Bodenentwicklung zu definieren und daraus Hinweise auf die relative zeitliche Gliederung der Abfolge zu erhalten. Anlaß war eine (an der Sohle einer Ziegeleigrube beobachtete) Artefaktstreuung unterhalb in umgelagerter Molassesand. Aus der angeschnittenen Hangabfolge wurde jene Stelle gewählt, die sich durch die Erhaltung von Oberböden und wiederholten Staunässeeinfluß als Hochflächenlage erkennen ließ; Folge war die geringe Mächtigkeit der C-Horizonte, deren Zunahme nach oben ein stärkeres Relief erzeugte (der ackernutzte holozäne Boden ist stark erodiert).

Die Untersuchung ergab eine wiederholte Änderung in der Qualität des Liefergebiets und in der Windgeschwindigkeit, die mehrfach auf ein Optimum des Transportes hinführte, aber auch in der Transportweite. Einzelne feinkörnige Lagen (mit besonders viel Grobschluff) zeigen durch ein lokales Sandmaximum (mit mehr Mittelsand als Feinsand) Überkreuzung mit einer stärkeren Windströmung ( $> 12 \text{ m/sec}$ ) an; der Transport längs des Flusses und seiner Terrassen wird durch einen anderen senkrecht dazu überlagert. Dabei erfolgte eine Umlagerung von Oberbodenmaterial, das aber bei geringer Mächtigkeit der Sedimentation in den nachfolgenden Löß oder gar Unterboden einbezogen sein kann.

Von den bodenbildenden Prozessen ließen sich Verbraunung und Verlehmung zuverlässig, Entkalkung nur summarisch beurteilen (der Kalkgehalt der C-Horizonte nimmt mit deren Mächtigkeit ab, pH fällt in der ganzen Abfolge kaum unter 7). Von der holozänen Tonverlagerung sind (an einzelnen senkrechten Klüften) der C-Horizont und der II Bv-Horizont darunter betroffen, von der nächstälteren der IV Al-Horizont darunter. Innerhalb der Abfolge lassen sich drei Bodenabschnitte erkennen, von denen der obere (1a-c) wiederum eine klare Dreiteilung aufweist. Die Reihenfolge der Verbraunung und Verlehmung ist  $3 > 1a > 2 > 1b > 1c$ , wobei 1a nach Intensität und Ausmaß am ehesten der holozänen Klimabildung süddeutscher Lößböden entspricht, 1c dagegen diese so weit unterschreitet, daß eine im engen Sinne warmzeitliche Bildung auszuschließen ist. Die weitaus höhere Intensität von 3 ist auf die erkennbare mehrphasige Entwicklung zurückzuführen, wonach einer ersten Verbraunung und Verlehmung die Bildung von Lamellen im Unterboden und Frostrissen im höheren Teil gefolgt ist; darauf folgte (erneute?) Tonverlagerung und Pseudovergleyung mit Oxidverlagerung in den tieferen Oberboden. Auch 2 zeigt Frostriß- und Lamellenbildung. Da letztere in den Oberboden von 3 eingreift, dürfte der Tongehalt hier (entsprechend Löß-C) und im Unterboden durch Frostverwitterung zusätzlich erhöht worden sein.

\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310) der  
Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70, Postfach 70 05 62

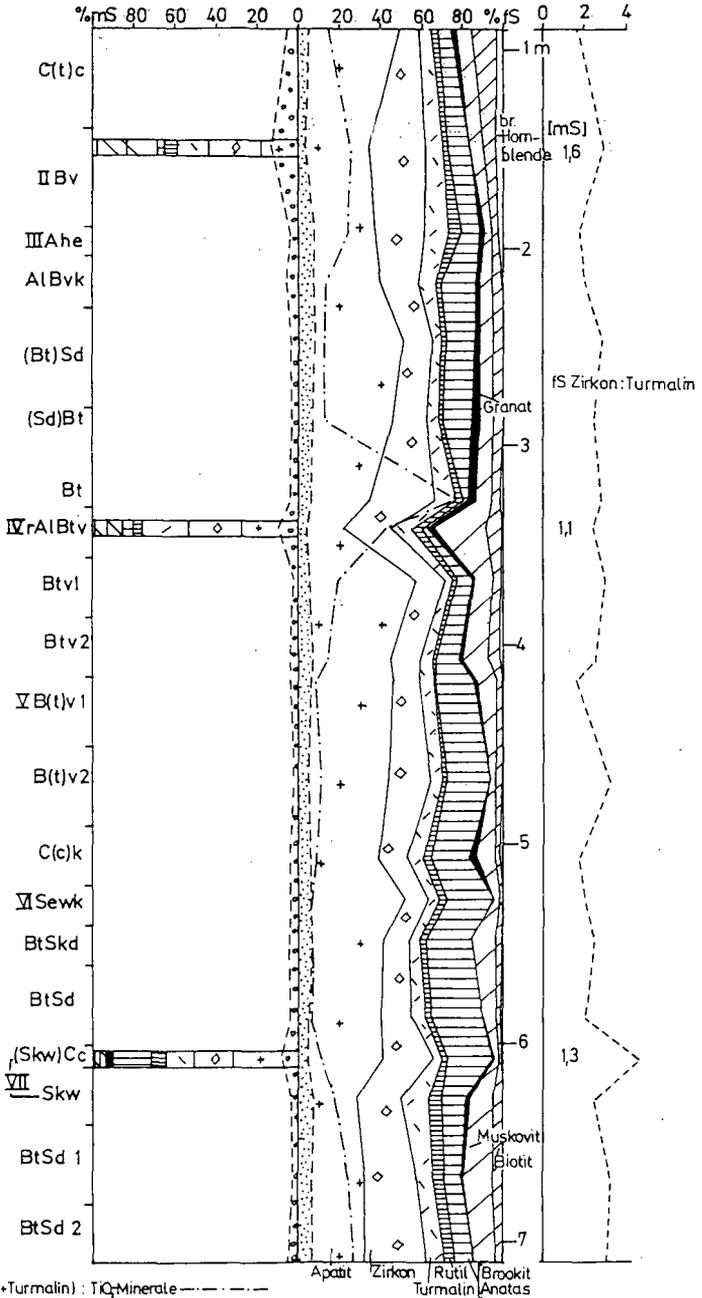
Abb. 1: Attenfeld, östl. Wand: Profilaufbau, Korngrößen, Elemente und Tonminerale



- Legende:
- = Fleckung
  - = Krotowinen (m. Oberbodenmaterial)
  - = Lamellengefüge
  - = zungenförmige Grenze
  - = Oxidkonkretionen

Zahlen hinter den Horizontsymbolen = Raumgewichte (in eckigen Klammern: Kalkgehalte; Berechnung von Fe<sub>OS</sub>-Gewinnen/Verlusten im Falle von B(t)v2 aus dem Liegenden, sonst aus dem C(t)c im Hangenden.

Abb. 2: Attenfeld, östl. Wand - Schwermineralverteilung (ohne opaken Anteil)



10(Zirkon+Turmalin) : TiQ-Minerale - - - - -

Abb. 3a: Alteneid, östl. Wand - Verhältnisse von Ti:Zr

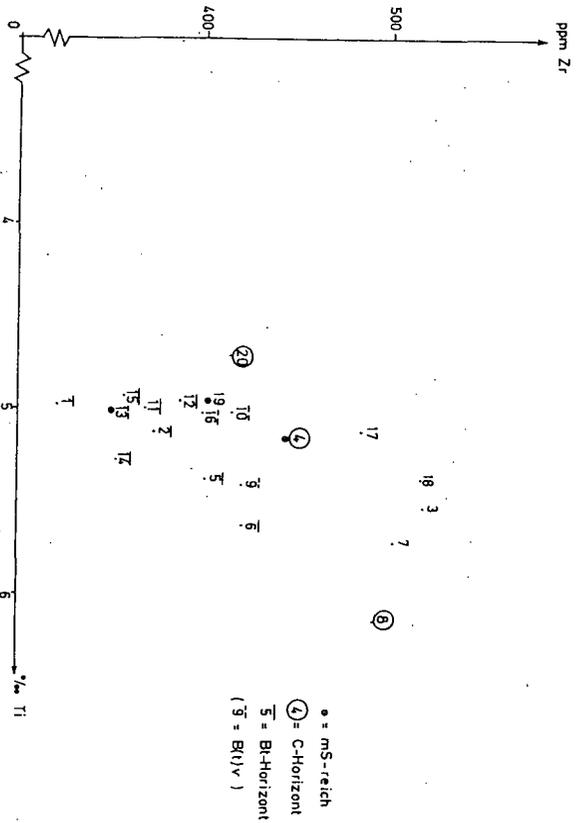
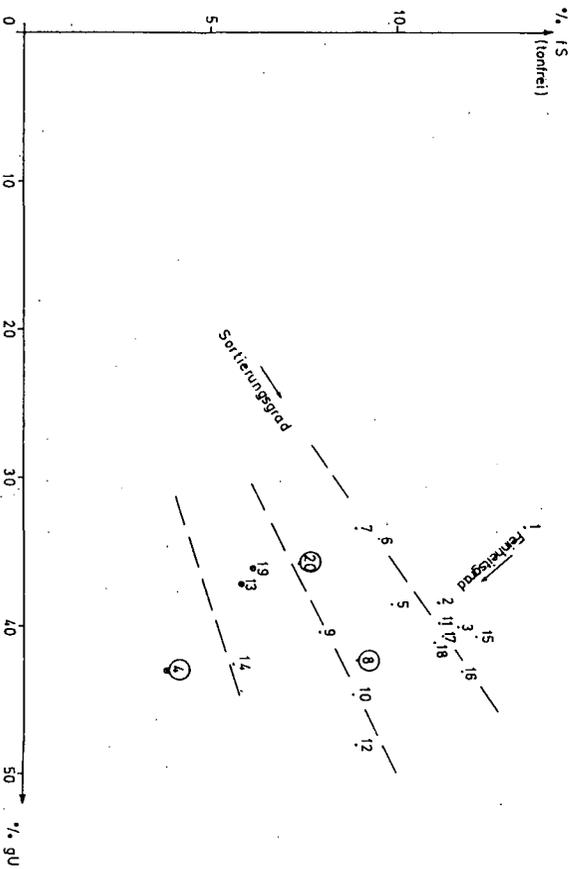


Abb. 3b: Alteneid, östl. Wand - Gang der Sedimentation (v. unten nach oben = 1 - 20)



## Bodenentwicklung in periglazialen Deckschichten des Osthunsrücks, Rheinisches Schiefergebirge

von

P. Felix-Henningsen<sup>\*)</sup>

### 1. Einleitung

Das Rheinische Schiefergebirge lag gemeinsam mit dem größten Teil der mitteleuropäischen Mittelgebirge während der Kaltzeiten des Quartärs im Periglazialgebiet zwischen den nordischen und den alpinen Vereisungen. Durch Prozesse der Solifluktion, Kryoturbation sowie der niveofluviatilen Verschwemmung wurden über den anstehenden devonischen und karbonischen Festgesteinen mit ihren weit verbreiteten Merkmalen der mesozoisch-tertiären Verwitterung Deckschichten abgelagert. Sie bestehen aus einem heterogenen Gemenge von Schutt der anstehenden Festgesteine, präquartären und interglazialen Bodenrelikten, Vulkanaschen und Löß und bilden das Ausgangssubstrat der holozänen Böden. Die petrographische und mineralogische Zusammensetzung der Substrate sind wesentliche Faktoren der Boden-genese und bestimmend für die ökologischen Standorteigenschaften. Für die systematische Einstufung der Böden und die Kenntnis ihrer aktuellen Dynamik ist die Unterscheidung von reliktschen, präholozän gebildeten Bodenmerkmalen und rezenten Merkmalen von Bedeutung. Außerdem kann eine detaillierte Analyse und die daraus resultierende stratigraphische Gliederung der Deckschichten wichtige Kenntnisse über die quartäre Landschaftsgeschichte des Mittelgebirgsraumes liefern. Die periglazialen Deckschichten im südlichen Rheinischen Schiefergebirge (Taunus) wurden von SEMMEL (1968) systematisch untersucht und petrofaziell gegliedert. Im Rahmen bodenkundlicher Untersuchungen wurden meist nur Ausschnitte der Schichtenfolge und nicht das gesamte Deckschichtenprofil vom anstehenden Festgestein bis zur Geländeoberfläche berücksichtigt. Dabei standen die vorwiegend grau gefärbten, tonigen und kaolinithaltigen Substrate, die der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke entstammen und als "Graulehm" bezeichnet werden (MÜCKENHAUSEN 1958; ZAKOSEK & STÖHR 1966; ZEPP 1983) im Vordergrund. Ihre periglaziale Genese wurde von ZEZSCHWITZ (1970) mit Schwermineraluntersuchungen belegt.

### 2. Die quartäre Überprägung der Osthunsrück-Hochfläche

Die pliozänen Rheinterrassen und die mächtigen Ablagerungen pliozäner "Kieseloolithschotter" in der Niederrheinischen Bucht belegen, daß bereits im Jungtertiär ein mächtiger Abschnitt der Verwitterungsdecke in den Hebungsbereichen abgeräumt wurde. Mit dem Übergang zum Quartär vor etwa 2,4 Mio. Jahren stand der mehr oder weniger stark erodierte kaolinithaltige Saprolit oberflächennah an. Die Abkühlung des Klimas und eine zunehmende, teilweise ruckartige Hebung des Rheinischen Schiefergebirges verstärkte die Abtragung der Verwitterungsdecke und das Einschneiden der Flüsse. Die Hochfläche des Osthunsrücks wurde in ihren Randbereichen durch die von den großen Flüssen Rhein und Mosel ausgehende rückschreitende Erosion zerschnitten und in Riedel aufgelöst. Die Einschneidung von Tälern hatte

<sup>\*)</sup>Institut f. Geographie, Robert-Koch-Str.26, 4400 Münster

zur Folge, daß an den Hängen verschiedene Zonen des Saprolits angeschnitten wurden, die sich nach Färbung, dem Grad der Kaolinitisierung und der Gesteinsfestigkeit voneinander unterscheiden (s. FELIX-HENNINGSEN 1990). Die autochthonen Verwitterungsrelikte wurden von periglazialen Deckschichten überlagert, die überwiegend durch Kryoturbandation und Solifluktion aus dem unterlagernden Gestein hervorgingen. Daneben kam es im gesamten Osthunsrück zur Einwehung von Löß, der überwiegend in die Solifluktionsdecken eingemengt wurde. Nur in besonders erosionsgeschützten Muldenlagen ist kleinflächig noch Lößlehm, z.T. über Rohlöß (STÖHR 1967), erhalten. Die Deckschichtenbildung in den Kaltzeiten des Pleistozäns war kein einmaliger Prozeß. Erst durch das Alternieren von Solifluktionsschuttbildung mit der fluvialen Ausräumung der Täler konnte eine Tieferlegung der Landoberfläche und die Hangbildung erfolgen. Demnach sind die heute noch oberflächennah anzutreffenden, periglazialen Substrate vorwiegend Bildungen der jüngeren Kaltzeiten.

Im Bereich der ehemaligen Rumpffläche mit ebenem Relief und an den nur schwach geneigten Ober- und Mittelhängen der Täler beträgt die durchschnittliche Mächtigkeit der Deckschichten 1 - 2 Meter. Sie nimmt an den Unterhängen und in Muldenlagen zu und erreicht hier Mächtigkeiten bis zu 5 Meter. Dagegen fehlen die Deckschichten in den Erosionslagen der Kuppen- und Hangschulterbereiche weitgehend.

### 3. Genese und Merkmale der Deckschichten

Das älteste Glied der Deckschichten ist die lößfreie **Basislage**, die unmittelbar aus dem unterlagernden Saprolit hervorging und daher dessen ultrastabiles Schwermineralspektrum (Rutil, Turmalin, Zirkon) aufweist. Im Zuge der mesozoisch-tertiären Verwitterung wurde durch Minerallösung und Stoffabfuhr der Porenraum des gebleichten Saprolits bis auf 25-30 Vol.% vergrößert (s. FELIX-HENNINGSEN 1990). Nach Beobachtungen an rezenten Haldengesteinen aus Schiefersaprolit von Kaolingruben erfolgt das Zerfrieren des weichen Gesteins zu einem strukturlosen, lehmigen Substrat durch die Wasseraufnahme bereits nach einer geringen Anzahl von Frostwechseln. Neben der primären Textur bestimmt der Verwitterungsgrad des Saprolits die Textur und den Skelettanteil der Basislage. Eine aus tieferen, schwächer verwitterten und damit festeren Saprolitzonen hervorgegangene Basislage ist trotz der ähnlichen primären Textur des Schiefers (toniger Siltstein) wesentlich "sandiger" und skelettreicher als die Basislage aus stark lehmigem Schluff, die einem höheren Abschnitt der Verwitterungsdecke entstammt.

Auch die Färbung der Basislage wird vor allem durch den unterlagernden oder unmittelbar in der Umgebung anstehenden Saprolit bestimmt. So treten neben hellgrauen Schichten, die aus dem gebleichten Saprolit hervorgingen, verbreitet auch braune oder rotbraun gefärbte Basislagen auf, wenn der Saprolit von Hunsrückern und den sie begleitenden Oxidanreicherungsäumen durchzogen wird. Die größere Gesteinsfestigkeit als Folge der Oxidimprägnation führt auch in diesen Schichten zu einem hohen Skelettgehalt, der vorwiegend aus Bruchstücken der Hunsrückerde besteht.

Der gleitende Übergang des Saprolits in die Basislage, das Hakenschlagen von steilstehenden Gesteinsschichten und ihr fahnenartiges Ausschleppen in die Basislage deuten auf die laterale Materialverfrachtung durch Solifluktion hin. Sie erfolgte in den relativ ebenen Lagen der Hunsrück-Hochfläche meist nur über Distanzen von wenigen Metern bis zu 100 Metern. Dieses läßt sich aus der mineralogischen und petrographischen

Übereinstimmung der Basislage mit dem unterlagernden Saprolit ableiten. Der Bildungszeitraum der Basislage ist wahrscheinlich an den Beginn eines Hochglazials zu stellen, als eine Lößeinwehung aus dem Rheintal noch nicht erfolgt war. Deckschichten älterer Kaltzeiten und die darauf entwickelten interglazialen Böden wurden demnach im Frühglazial der betreffenden

Kaltzeit vollständig abgetragen, so daß der Saprolit die unmittelbare Geländeoberfläche bildete.

Die Mittellage ist nach den Ergebnissen der Schwermineraluntersuchungen in allen untersuchten Profilen des Osthunsrücks lößführend. Die Lößbeimengung wird durch instabile und metamorphe Schwerminerale (Epidot, grüne Hornblende, Disthen, Staurolith) des Rhein-Spektrums (ZEZSCHWITZ 1970, BRUNNACKER 1980) angezeigt. Neben diesen, aus Kristallingesteinen stammenden Schwermineralen, sind auch vulkanische Schwerminerale mit relativ geringen Anteilen vertreten. Nach TILLMANS & WINDHEUSER (1980) sind sie ebenfalls für den Löß im Rheinischen Schiefergebirge charakteristisch; ihr Anteil steigt mit der Annäherung an das Vulkangebiet des Laacher Sees.

Eine gegenüber der Basislage intensivere Gelbbraunfärbung der Mittellage deutet auf die solifluidale Einmischung von Fe- und Mn- haltigen Silicaten hin, die in dem gebleichten Saprolit bzw. der daraus hervorgegangenen Basislage nicht mehr vorhanden sind. Anhaltende Staunässe kann über einer dichtlagernden Basislage auch zu einer grau gefärbten Mittellage durch Naßbleichung führen. Neben der schwermineralogischen Trennung spricht die klare Schichtgrenze zwischen Basislage und Mittellage, die oft durch Skelettanreicherungen geprägt wird, für einen Hiatus zwischen beiden Schichten und gegen eine gleichzeitige Genese als Schichtkomplex. Im Klimazyklus einer Kaltzeit käme für die Bildung der Mittellage die Hochglazialphase in betracht.

Aus frostmechanisch überprägten Tonbelägen, die mikromorphologisch in der Mittellage aller untersuchter Profile auftreten, lassen sich weitere stratigraphische Schlüsse ziehen. Die Tonbeläge entstanden durch Tonverlagerung. Die Braunfärbung dieser Tonbeläge deutet auf die Verwitterung von Löß-Silicaten hin, ihre Dicke und Ausprägung auf eine Bildung in einer interglazialen Parabraunerde. Nimmt man eine Bildung der Tonbeläge im letzten Interglazial an und ihre periglaziale Überprägung im Würmglazial, so ergibt sich sowohl für die Basislage als auch die Mittellage ein mindestens rißzeitliches Alter. Diese wurden im Würm-Frühglazial nicht vollständig abgetragen, sondern durch eine neuerliche Lößaufwehung und solifluidale Verlagerung überprägt. Somit war die würmzeitliche Reliefveränderung durch Abtragung in den ebenen Lagen und an den Hängen nur schwach ausgeprägt.

Die wiederum mit deutlicher Schichtgrenze von der Mittellage abgesetzte Hauptlage zeichnet sich durch eine Dominanz vulkanischer Schwerminerale und die Einmischung von Bimskörnchen aus. Nach STÖHR (1967) ist diese Mineralgesellschaft typisch für den "Staublehm", der aus einem Gemenge von Bimstuff des allerödzeitlichen Laacher-See-Vulkanismus und Lößlehm besteht und im Osthunsrück in Mächtigkeiten bis zu 1 Meter auftritt. In der Jüngeren Tundrenzeit wurden die Bimstufte verweht und dabei mit Würmlöß und ausgeblasenem Substrat der Mittellage vermenget. Eine Solifluktuationsphase mit dem Übergang zum Präboreal, die nur auf die höheren Lagen des Mittelgebirges beschränkt blieb, führte hier zur Einmischung von steinigem Material in die Hauptlage (STÖHR 1966). Äolische Decksedimente der Jüngeren Tundrenzeit, die Beimengungen von Laacher-Bimstuff aufweisen, haben im Rheinischen Schiefergebirge und angrenzenden Mittelgebirgen eine große Verbreitung.

#### **4. HoTozäne Bodenentwicklung**

Trotz der Vorverwitterung und der verbreitet auftretenden reliktschen Bodenmerkmale in der Basis- und Mittellage werden die periglazialen Deckschichten als Folge der periglazialen Substratumlagerung als Ausgangsgestein der holozänen Bodenentwicklung betrachtet. Die

Verwitterung von relativ leicht verwitterbaren Silicaten, die mit dem Löß und den Vulkanaschen in die Solifluktuionsdecken eingetragen wurden, führte im Zuge der holozänen Verwitterungsprozesse zur Tonbildung und damit zu ähnlich hohen Tongehalten (um 30 Gew.%) in der Hauptlage wie in der Basis- und Mittellage. Während der holozänen Pedogenese spielten Prozesse der Tonverlagerung für die Profildifferenzierung keine nennenswerte Rolle mehr. Vermutlich war die Versauerung als Folge der interglazialen und interstadialen Vorverwitterung der Substrate schon zu weit vorangeschritten. Staunässe wirkte ebenfalls der Tonverlagerung entgegen. In der binstuffhaltigen Hauptlage wurde zwar Ton im Zuge der Verwitterung gebildet, doch verlief die Versauerung in dem primär basenarmen und locker lagernden Sediment offenbar sehr schnell. Al-Ionen wurden aus den leicht verwitterbaren Augiten, Hornblenden und vulkanischen Gläsern freigesetzt und führten zu einer ausgeprägten Aggregation der Feinsubstanz. Somit entstanden in der Hauptlage die Merkmale einer Lockerbraunerde (STÖHR 1967), die unter Wald bis in die Gegenwart erhalten sind. Unter Ackernutzung wurde die poröse, feinkrümelige Struktur der Hauptlage durch Umbelegung des Sorptionskomplexes und mechanische Einwirkung zerstört.

Morphologisch werden die Böden vor allem durch Staunässedynamik geprägt. Die Basis- und der Mittellage fungieren als Sd-Horizonte. Ihre dichte Lagerung resultiert aus der geringen Neigung des Substrats zur Gefügebildung, der leichten Verschlammbarkeit und der Verdichtung infolge der Solifluktuionsprozesse. Die diesen Schichten relativ locker auflagernde Hauptlage bildet den Sw-Horizont. Bei einer zunehmenden Mächtigkeit der binstuffhaltigen Lößlehmdecke wurden auch BvSw- bis SwBv-Horizonte gebildet. Bodensystematisch sind die Böden den Pseudogleyen und ihren Braunerde-Subtypen zuzuordnen. Eine Kennzeichnung der Beteiligung von kaolinitischem Substrat der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke an der Zusammensetzung des Bodens wäre auf dem Niveau der Bodenlokalform angebracht, um die daraus resultierenden ungünstigen Gefügeeigenschaften der Pseudogleye besonders zu berücksichtigen.

## 5. Literatur

- FELIX-HENNINGSEN, P. (1990): Die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke (MTV) im Rheinischen Schiefergebirge - Aufbau, Genese und quartäre Überprägung. - Relief, Boden, Paläoklima, 6, 192 S., Borntreager.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1958): Bildungsbedingungen und Umlagerung der fossilen Böden der Eifel. - Fortschr. Geol. Rheinl. u. Westf., 2: 495 - 502.
- SEMME, A. (1968): Studien über den Verlauf jungpleistozäner Forschung in Hessen. - Frankfurter geogr. H., 45: 135 S.
- STÖHR, W. TH. (1967): Die Böden des Landes Rheinland-Pfalz. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 6: 17 - 30.
- ZAKOSEK, H. & STÖHR, W. TH. (1966): Erl. Bodenkarte Hessen 1 : 25 000, Bl. 5914 Eltville, 138 S., Wiesbaden.
- ZEPP, H. (1983): Reliefentwicklung an der oberen Erft, Ergebnisse einer geomorphologischen Detailkartierung. - Arb. z. Rheinischen Landeskd., 51: 25 - 38.
- ZEZSCHWITZ, E. V. (1975): Untersuchungen über den Basengehalt der grauen Plastosole (Graulehme) der Nordeifel. - Fortschr. Geol. Rheinland u. Westfalen, 17: 399 - 426.

Der Aufbau des Bodeninformationssystems des Saarlandes  
(SAAR-BIS) <sup>1)</sup>

von

Fetzer, K.D., Ch. König, K. Larres, M. Lobenhofer, A. Portz &  
P. Schlicker <sup>2)</sup>

Das beim Geologischen Landesamt des Saarlandes im Aufbau befindliche computergestützte Informationssystem SAAR-BIS besteht im wesentlichen aus folgenden Komponenten (Abb. 1):

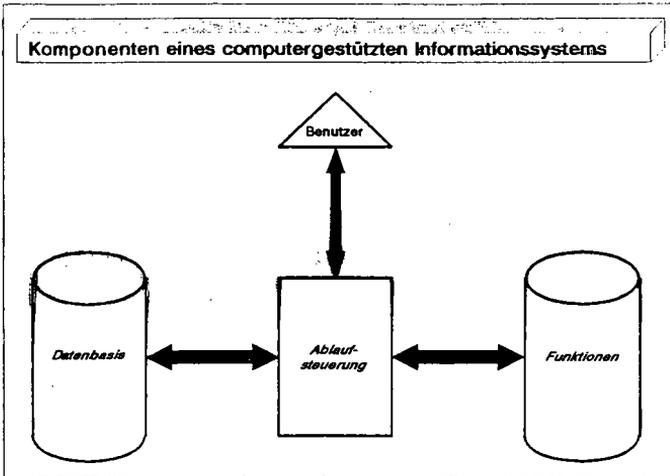


Abb. 1: Komponenten eines computergestützten Informationssystems

In der Datenbasis werden sowohl geometrische Informationen als auch Sachinformationen zu den Punkt-, Linien- und Flächendatenbeständen gehalten. Da die zentral und dezentral gespeicherten Daten und ihre Strukturbeziehungen die Auswertungsmöglichkeiten eines Informationssystems beeinflussen, kommt der Datenbasis eine herausragende Bedeutung zu.

Die Funktionen speichern das für die jeweilige Fragestellung vorhandene Wissen und stellen die für die DV-gestützte Verarbeitung notwendigen Werkzeuge bereit. Der Begriff "Funktion" umfaßt die Anwendungssoftware der Methodenbank und Auswertungssysteme sowie Abfragesprachen, die vom Datenbanksystem in Verbindung mit einem Geographischen Informationssystem zur Verfügung gestellt werden.

<sup>1)</sup> Gefördert vom Umweltbundesamt (FK: 107 06 001/07)

<sup>2)</sup> Geologisches Landesamt des Saarlandes, Am Tummelplatz 7,  
6600 Saarbrücken

Die Ablaufsteuerung koordiniert die Teilaufgaben und Prozeßrechnungen sowohl in logischer und örtlicher, als auch in zeitlicher Ordnung. Sie verbindet die Datenbasis mit der Anwendungssoftware und dem Benutzer, der über die Benutzeroberfläche mit der Software kommunizieren kann.

Die Entwicklung der Datenbasis für SAAR-BIS führt über drei Aggregationsebenen (Abb. 2):

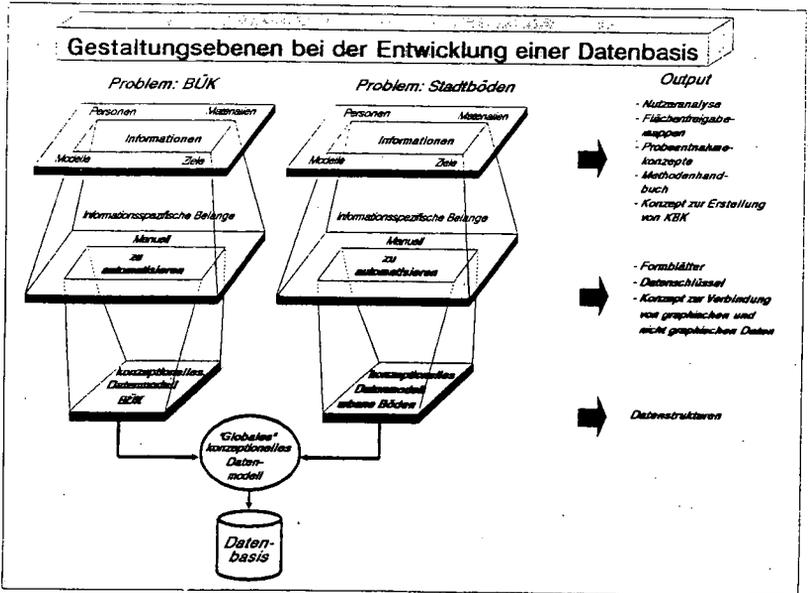


Abb. 2: Gestaltungsebenen bei der Entwicklung einer Datenbasis

Die erste Stufe umfaßt das Objekt-System-Design (OSD), das zwar noch keine Automatisierungsüberlegungen, jedoch eine Abgrenzung der Problemfelder und die Formulierung klarer Zielvorstellungen beinhaltet. Die Verarbeitung bodenrelevanter Daten in einem computergestützten Informationssystem erfordert die Anpassung und Standardisierung der bodenkundlichen Arbeitsweisen. Die Ebene des Objekt-System-Design ist somit geprägt durch die Erarbeitung von Konzepten zur Dateneingabe, Datenspeicherung und -verarbeitung. Die Erarbeitung von konkreten Handlungsanweisungen und die Standardisierung von Methoden und Handlungsabläufen stehen im Vordergrund.

In SAAR-BIS wurden auf der OSD-Ebene folgende grundsätzliche Komponenten erstellt:

- \* Nutzeranalyse zur Datenbestands- und Datenbedarfsanalyse (GLA Saarland 1991 a)
- \* Ausschreibungsverfahren für ein Geographisches Informationssystem (GLA Saarland 1991 b)
- \* Vergleichstests unterschiedlicher Datenpools am Beispiel

- von Schwermetalldaten (KRÄMER 1990)
- \* Konzept zur Erstellung von Flächenfreigabemappen für die urbane Kartierung; Merkblatt für Flächenfreigabemappen (GLA Saarland 1991 c)
- \* Verfahren zur Erstellung von Konzeptkarten im urbanen Raum
- \* Probenentnahmekonzept für urbane Böden
- \* Verfahren zur Erstellung von Konzeptkarten und Rahmenlegende für die Bodenübersichtskartierung (BÜK) (GLA Saarland 1991 d)
- \* Probenentnahmekonzept für BÜK (GLA Saarland 1991 d).

Die Strukturierung und Aggregation der Informationen erfolgt in der Ebene des Informationssystem Design (ISD). Auf dieser Ebene wurden in SAAR-BIS folgende Komponenten entwickelt:

- \* Formblätter für die Primärdatenerhebung zur Bodenübersichtskarte und für die Kartierung im urbanen Raum
- \* Datenschlüssel für die Primärdatenerhebung (GLA Saarland 1991e)
- \* Konzept zur Verbindung von graphischen mit nichtgraphischen Daten; Anbindung der Datenbank (ORACLE) an das Geographische Informationssystem (ARC/INFO).

Die Strukturierung und Überführung der Daten in mehrere konzeptionelle Datenmodelle erfolgt in einer dritten Aggregationsebene. In dieser Ebene wird die Datenstruktur zur rechnergestützten Verarbeitung der Informationen festgelegt. Die einzelnen konzeptionellen Datenmodelle werden zu einer globalen Datenbasis zusammengefügt.

Für SAAR-BIS werden aufgrund fachlicher Schwerpunkte drei konzeptionelle Datenmodelle aufgebaut, die in einer einheitlichen Profil- und Labordatenbank geführt werden:

- \* Datenmodell für den urbanen Raum (Modellstandort Saarbrücken)
- \* Datenmodell für den ruralen Raum (Modellgebiet Bliesen)
- \* Datenmodell für die bodenkundliche Übersichtskartierung (BÜK)

In einer zusammenfassenden Betrachtung impliziert der Ansatz von SAAR-BIS folgende Zielvorstellungen:

- \* Standardisierung und Dokumentation der Datenerhebung und -verarbeitung mittels methodischer Konzepte (Formblatt, Datenschlüssel, Rahmenlegende, Probenentnahmekonzept)
- \* Datenerfassung, -auswertung und Modellierung in unterschiedlicher Datenschärfe
- \* räumliche und nutzungsspezifische (urban/rural) Differenzierungen erlauben die Analyse eines Spektrums bodenschutzrelevanter Fragestellungen
- \* nutzungs- und anwendungsorientierte Konzepte ermöglichen behördenübergreifende Kooperationen und den Einsatz des Bodeninformationssystems als Planungsinstrument im Verwaltungsvollzug.

Abbildung 3 zeigt eine Übersicht zur Hard- und Softwareausstattung von SAAR-BIS einschließlich der augenblicklich realisierbaren Funktionen.

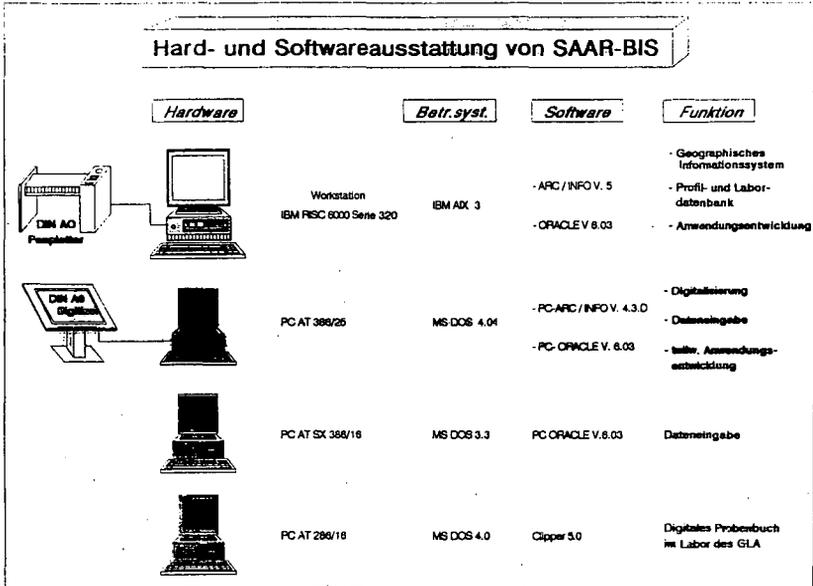


Abb. 3: Hard- und Softwareausstattung von SAAR-BIS

### Literatur

- GLA SAARLAND (1991 a): Nutzeranalyse für den Aufbau des Bodeninformationssystems des Saarlandes (SAAR-BIS) - Dateninventur, Bedarfsanalyse und Aufbau von Fachinformationssystemen. - Unveröffentl. Manuskrr., 116 S.
- GLA SAARLAND (1991 b): Ausschreibungs- und Testverfahren für ein Geographisches Informationssystem. - Unveröffentl. Manuskrr.
- GLA SAARLAND (1991 c): Merkblatt zur Erstellung von Flächenfreigabemappen. - Unveröffentl. Manuskrr., 11 S.
- GLA SAARLAND (1991 d): Konzept zur Bodenübersichtskarte des Saarlandes mit Rahmenlegende und Anleitung zur Probenentnahme. - Unveröffentl. Manuskrr., 18 S.
- GLA SAARLAND (1991 e): Datenschlüssel zur bodenkundlichen Kartierung in urban, gewerblich und industriell überformten Gebieten. - Unveröffentl. Manuskrr., 66 S.
- KRÄMER, V. (1990): Vergleichstests zur Übernahme unterschiedlich strukturierter Daten in ein Fachinformationssystem "Boden" am Beispiel von Schwermetalldaten im Saarland. - Unveröffentl. Manuskrr., 71 S.

Verwaltung von bodenkundlichen Profildaten und Meßwerten in der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein mit einem relationalen Datenbanksystem

M. Filipinski u. H. Finnern, Kiel \*

## 1. Einleitung

Am Geologischen Landesamt befindet sich seit 1987 die Bodenprobenbank Schleswig-Holstein im Aufbau.

Momentan sind mehr als 16.300 Proben archiviert. Die meisten Proben sind luftgetrocknet und werden bei Temperaturen von 15 ° C in Behältern aus Kunststoff gelagert (Badura u. Finnern, 1987).

Ein Teil der Proben, wozu Blätter, Nadeln, Humusaufgaben und organische Böden gehören, wird gefriergetrocknet bei - 20 ° C in braunen Weithalsflaschen gelagert.

Das Probenmaterial stammt aus verschiedenen Projekten, die zu drei Gruppen zusammengefaßt werden können:

- Aufnahme von Leitprofilen im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme. In Ergänzung zu den Bodenkarten der Maßstäbe zwischen 1 : 5 000 und 1 : 25 000 werden repräsentative Böden (Leitprofile) auf bodenchemische und -physikalische Parameter untersucht (Kartenverzeichnis GLA SH, 1990).
- Gutachten mit bodenkundlicher Fragestellung
- Sonderprogramme im Rahmen des Bodenschutzes  
In diesem Zusammenhang sind z.B. die Immissionsökologische Waldzustandserfassung (IWE), die bundesweite Zustandserhebung von Böden im Wald (BZE, 1990), Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein (BDF SH, 1991), Teilvorhaben des Gemeinschaftsprojektes aller Geologischen Landesämter (GLÄ) und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) zur Kennzeichnung der anthropogenen und geogenen Schwermetallanreicherungen in Böden (Kuntze et. al., 1991) etc. zu nennen.

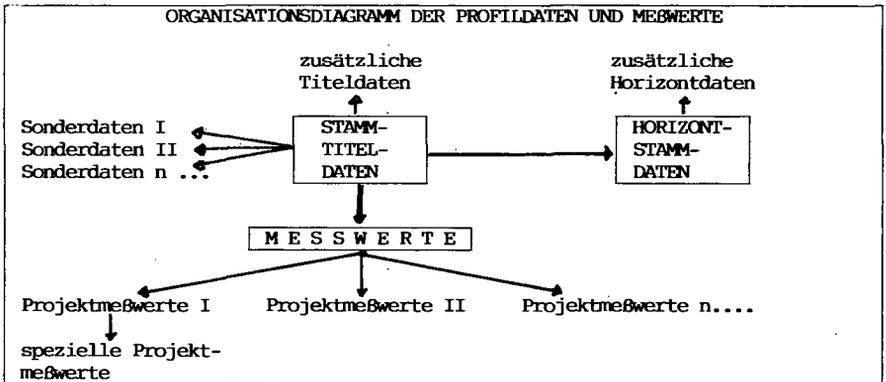
Aufgrund der spezifischen Fragestellung jedes einzelnen Projektes fällt umfangreiches und unterschiedlich strukturiertes Datenmaterial an. Wie diese Datenmengen am sinnvollsten organisiert und verwaltet werden können, wird im nachfolgenden am Beispiel eines relationalen Datenbanksystems vorgestellt.

## 2. Diskussion der Ergebnisse

Jede Probe enthält eine unterschiedliche Informationsdichte. Dazu gehören beschreibende wie auch analytisch erfaßte Parameter. Ein beträchtlicher Teil der Daten wird bereits im Gelände gewonnen. Zum einen handelt es sich dabei um Titeldaten. Das sind Angaben zur Aufnahme- und Lagekennzeichnung, Angaben zur Aufnahmesituation, Angaben zum Probenahmepunkt bzw. seiner unmittelbaren Umgebung. Die Verschlüsselung der Daten erfolgt gemäß bodenkundlicher Kartieranleitung und Datenschlüssel Bodenkunde (AG Bodenkunde, 1982 und DS-BO, 1984.)

Ein bestimmter Satz von Titeldaten liegt in jedem Projekt vor. Diese Daten sind obligatorisch. Sie werden gemeinsam in einer Datei projektübergreifend verwaltet (s. Abb. 1).

\* Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7, 2300 Kiel



**Abb. 1: Organisationsdiagramm von bodenkundlichen Profildaten und Meßwerten in der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein**

Ein zweiter Satz von Titeldaten, wie z.B. Witterung, Jahrestemperatur, Baumarten etc. fällt entweder in einigen Projekten an oder kann zusätzlich erhoben werden (fakultative Daten). Diese Titeldaten werden in einer zweiten Datei projektübergreifend gemeinsam organisiert. Über eine Identifikationsnummer (Datenbankprofilnummer) sind die beiden Dateien miteinander verknüpft.

Ein dritter Satz von Daten gehört ausschließlich zum jeweiligen Projekt. Es sind oft spezielle und detaillierte Angaben.

Dazu gehören z.B. die Schlagkarteien und vegetationskundliche Aufnahmen im Rahmen der BDF SH, Daten zur Lage der Satellitenproben sowie Themenkomplexe der Forstbewirtschaftung im Rahmen der BZE. Diese werden aus Gründen der Redundanz in jeweils gesonderten Dateien verwaltet (s. Abb. 1).

Im Gegensatz zu den Titeldaten werden Daten zur Beschreibung der Bodenhorizonte bzw. Schichten ausschließlich im Gelände gewonnen.

Auch hierbei liegt projektübergreifend ein Satz gleicher Daten vor (obligatorische Daten). Diese werden analog zu den Titeldaten in einer Datei gemeinsam verwaltet (s. Abb. 1).

Fallen darüberhinaus horizontbezogene Daten, wie z.B. die Horizontbegrenzungen an, werden sie in einer gesonderten Datei organisiert. Die Horizontdaten sind mit den Titeldaten über die o.g. Datenbankprofilnummer verknüpft. Zur Unterscheidung der Horizonte wird die fortlaufende Horizontnummer jedes Profils mitgeführt.

Als dritte Gruppe von Daten sind die Meß- bzw. Analysenwerte aus dem Labor und Gelände zu nennen. Im Gegensatz zu den Titel- und Horizontdaten erweist sich die Organisation von Meßwerten in einem relationalen Datenbanksystem aus folgenden Gründen als vielschichtig und kompliziert:

- Meßwerterfassung am Probenmaterial unterschiedlicher Herkunft, z.B. Boden- und Pflanzenproben
- Meßwerterfassung an Teilmengen des Feinbodens
- Meßwerterfassung an Einzel- und Mischproben
- Meßwerterfassung nach Langzeitlagerung
- unterschiedliche Vorbereitungsweise bei einzelnen Parametern
- Verwendung mehrerer Methoden zur Charakterisierung eines Parameters, z.B. pH-Wert, lösliche bzw. Gesamtgehalte an Schwermetallen
- Beprobung mehrerer Teilbereiche eines Bodenhorizontes
- horizontübergreifende bzw. metrische Beprobung
- Wiederholungsmessungen

- unterschiedliche Art der Langzeitlagerung etc.

Aufgrund der vielen Projekte müssen mehrere hundert Parameter in der Datenbank verwaltet werden. Viele Parameter wurden nur an wenigen Proben bestimmt. Eine analoge Vorgehensweise wie bei den Titel- und Horizontdaten ist bei einer Menge von über 16 000 Proben nicht möglich, denn hierbei entstünde einerseits eine kleine Datei mit Stammeßwerten, andererseits wären die anderen Meßwerte über sehr viele Dateien verstreut. Die Handhabung einer solchen Organisationsstruktur ist sehr umständlich.

Es wird deshalb so verfahren, daß Meßwerte aus Sonderprogrammen in jeweils gesonderten Dateien organisiert werden (s. Abb. 1). Das hat den Vorteil, daß projektbezogene Auswertung von Meßwerten in einer Datei erfolgen kann. Die Datenfelder sind so strukturiert, daß eine Verknüpfung mit entsprechenden anderen Dateien möglich ist. Die Grunddaten der Leitprofile und der Gutachten mit bodenkundlichen Fragestellungen werden in einer Stammdatei abgelegt. Spezielle Daten werden in eine gesonderte Meßwertdatei verlagert (s. Abb. 1).

Der Bezug zu den Titel- und Horizontdaten wird jeweils über die Datenbankprofilnummer und die Horizontnummer hergestellt. Jede Probe wird mit fortlaufender Nummer innerhalb des Bodenhorizontes oder der Schicht versehen. Bei metrischer Beprobung oder bei anderen Materialien außer Böden wird die fortlaufende Nummer innerhalb der Probenahmestelle angegeben.

Die vorgestellte Organisation der Meßwerte stellt eine Zwischenlösung dar. Werden einige Parameter verändert, ist ein neues Datenfeld anzulegen. Die Anzahl der Datenfelder kann ins Unvermeßliche steigen.

Die Verwaltung der Meßwerte in der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein soll deshalb weitgehend in Anlehnung an ein von der Unterarbeitsgruppe "Fachinformationssystem Bodenkunde" der ad hoc AG "Bodenkataster" der GLÄ und BGR entwickeltes mehrdimensionales Modell, den bodenkundlichen Labordatenschlüssel, erfolgen (UAG FIS-BO, 1991). Das Organisationsdiagramm des bodenkundlichen Datenschlüssels ist Abb. 2 zu entnehmen.

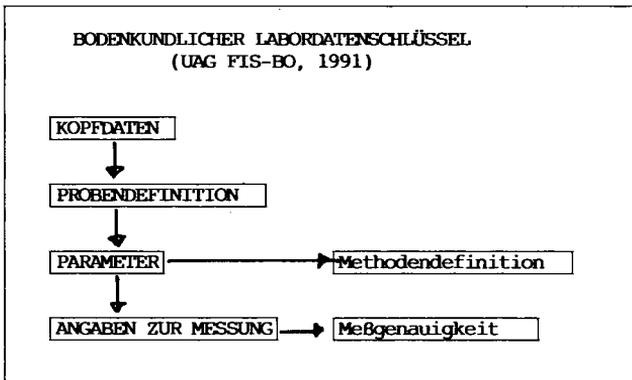


Abb. 2: Organisationsdiagramm des bodenkundlichen Labordatenschlüssels (UAG FIS-BO, 1991).

Es wird nach Angaben zu Kopfdaten, Daten zur Probendefinition, Angaben zu Parametern und Angaben zur Messung sowie zur Meßwertgenauigkeit unterschieden.

### 3. Zusammenfassung

Es wurde die Organisation der Profildaten und Meßwerte in der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein vorgestellt. Diese wird wie folgt durchgeführt:

1. Die Daten werden nach Titel- und Horizontdaten sowie nach Meßwerten unterschieden.
2. Titel- und Horizontstammdaten werden projektübergreifend in jeweils einer gemeinsamen Datei verwaltet.
3. Spezifische und fakultative Titel- und Horizontdaten werden ebenfalls projektübergreifend in jeweils einer Datei gemeinsam verwaltet.
4. Projektspezifische Sonderinformationen werden in gesonderten Dateien organisiert.
5. Alle Meßwerte aus Sonderprogrammen werden projektbezogen in jeweils einer Datei verwaltet.
6. Meßwerte aus Leitprofilen und Gutachten werden in einer Meßwertstammdatei und in einer speziellen Meßwertdatei organisiert.
7. Alle Meßwerte werden in ein mehrschichtiges relationales Datenbankmodell überführt, das sich weitgehend an den bodenkundlichen Labordatenschlüssel anlehnt.

#### 4. Literatur

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Auflage. In Kommission: E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Badura, F. und Finner, H. (1987): Bodenprobenbank Schleswig-Holstein, Einrichtung und Aufgabe für den Bodenschutz. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 55(2), 687 - 692.
- BDF (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Endbericht der Unterarbeitsgruppe "Boden-Dauerbeobachtungsflächen" im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz", Stand 21.3.1991, (unveröffentlicht)
- BZE (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald. Arbeitsanleitung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- DS-BO (1984): Datenschlüssel Bodenkunde. - Symbole für die automatische Datenverarbeitung bodenkundlicher Geländedaten. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland, Hannover.
- Kartenverzeichnis GLA SH (1990): Kartenverzeichnis des Geologischen Landesamtes Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7, 2300 Kiel
- Kuntze, H., Fleige, H., Hindel, R., Wippermann, T., Filipinski, M., Grupe, M. und Pluquet, E. (1991): Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlungen für die Praxis. Bodenschutz: Ergänzbare Handbuch für Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 8. Lfg. VI/91. Hrsg. Rosenkranz, D., Einsele, G. und Harreß, H.-M., Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- UAG FIS-BO (1991): Entwurf zum bodenkundlichen Labordatenschlüssel. Unterarbeitsgruppe "Fachinformationssystem Bodenkunde" der ad hoc AG "Bodenkataster" der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover (unveröffentlicht)

**EIN VORSCHLAG ZUR PEDOREGIONALEN GLIEDERUNG UND SYSTEMATIK DER BODENGESSELLSCHAFTEN**

**-Dargestellt am Beispiel der Bodengroßlandschaften Niedersachsens-**

Gehrt, E., Sponagel, H. und Oelkers, K.-H.\*

In der bodenkundlichen Kartieranleitung (KA3) der Geologischen Landesämter (GLA) findet sich eine umfangreiche Klassifikation der in Deutschland auftretenden Bodentypen. Eine Systematik der Bodengesellschaften-, also von in der Landschaft regelmäßig wiederkehrender, benachbart auftretender Kombinationen von Böden, ist nicht vorhanden. Unbenommen dieser Feststellung sind die Bodenkartierer der GLA, der forstlichen Standortkartierung, der Universitäten oder freier Büros im Rahmen von Bodenkartierungen damit befaßt, solche Vergesellschaftungen zu beschreiben. In Abhängigkeit von den jeweiligen Zielsetzungen, dem gewünschten Zielmaßstab, dem Kenntnisstand der Kartierer oder auch von "Kartiermoden" werden in Ermangelung der Systematik individuelle Zusammenfassungen erstellt. Die Vergleich- und Übertragbarkeit der Karten bereitet folglich erhebliche Schwierigkeiten. Die Probleme sind leicht erkennbar, wenn man die Karten verschiedener Maßstäbe, verschiedener Kartierer oder Generationen vergleicht.

Während dieses Manko für die Forschung oder für Projektkartierungen ohne Folge bleibt, ist im Rahmen der Bodenkundlichen Landesaufnahme eine Systematik der Bodengesellschaften dringend erforderlich. Die rechnergestützte Ableitung von Bodenkarten bzw. Aggregationen von größeren zu kleineren Maßstäben, wie sie in Bodeninformationssystemen angestrebt wird oder wie sie bei der Bearbeitung der Bodenübersichtskarte 1:200 000 erforderlich ist, macht das Thema aktuell.

Als Grundgerüst der Systematik der Bodengesellschaften ist eine "Pedoregionale Gliederung" notwendig. Die theoretischen Grundlagen dafür sind bei NEEF (1963), HAASE (1968, 1975), SCHMIDT (1971) und SCHLICHTING (1986) ausführlich behandelt. In Niedersachsen werden 7 Aggregierungsstufen (Stufen vergleichbarer Komplexität) unterschieden, die in bezug auf ihren bodenkundlichen Inhalt und ihre Zuordnung zu Maßstabsebenen und im Vergleich zur Gliederung von HAASE (1978) in der folgenden Tabelle beschrieben sind.

AGGREGIERUNGSSTUFEN						
STUFE 1	STUFE 2	STUFE 3	STUFE 4	STUFE 5	STUFE 6	STUFE 7
einheitliche Bodenform (BF)	Gesellschaften ähnlicher Bodenformen (BFG)	dominante Leitbodenform (LBF)	Gesellschaft v. Leitbodenformen (LBG)	Bodenlandschaft (BL)	Bodengroßlandschaft (BGL)	Bodenregion (BR)
<p>1:1000</p> <p>-----1:5000-----</p> <p>-----1: 25.000-----</p> <p>-----1:50.000-----</p> <p>-----1:100.000-----</p> <p>-----1:200000-----</p> <p>-----1:500.000-----</p> <p>-----1:1.000.000 und kleiner</p> <p style="text-align: right;">zugeordnete Maßstabsbereiche</p>						
Bezeichnung n. HAASE 1978		Pedomikrochore	Pedomesochore	Pedomakrochore	Pedoregion	
Polypedon	Pedotop					

\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung  
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

In bezug auf das Wirkungsgefüge und die Abgrenzungskriterien zeigt sich ein den 7 Aggregierungsstufen übergeordnetes Prinzip:

- Die Böden der Aggregierungsstufe 1-3 werden von ökologischen Wirkungsgefügen geprägt, die zu Bodenformen mit hohem Deckungsgrad führen.
- Mit dem Zusammenschluß weniger gleichrangiger Areale der Aggregierungsstufe 3 ist das bodenkundlich Verbindende der Stufe 4 und 5 nicht mehr durch eine Bodengenese oder eine Bodenform zu kennzeichnen. Der Zusammenschluß beruht vielmehr auf einem stofflichen Zusammenhang, der an das Verbreitungsgebiet eines Gesteins oder eines Gebietwasserhaushaltes gebunden ist. Damit ist der Übergang von einem mehr ökologischen zu einem landschaftlichen Prinzip der Arealbildung beschrieben.
- In der 6 bis 7 Aggregierungsstufe erfolgt die Zusammenfassung von geologisch-morphologisch begründeten Großlandschaften mit engem klimatischem Spektrum. Direkte stoffliche Zusammenhänge nehmen ab. Die spezifische Kombination der Geofaktoren ergeben in der 6. bis 7. Aggregierungsstufe Bodengroßlandschaften mit individueller Ausprägung. Die Areale haben weniger einen operationellen und mehr einen ordnenden Charakter.

Bei der konkreten Umsetzung ist grundsätzlich zwischen der bodenkundlichen Inhaltsbeschreibung und den Kriterien zur Abgrenzung der Areale zu unterscheiden. Die Abgrenzung übergeordneter Areale erfolgt zunächst deduktiv anhand bekannter, bodenkundlich relevanter Faktoren (Geologie, Morphologie, Klima). Die qualitative und quantitative Beschreibung des bodenkundlichen Inhalts und der Vergesellschaftungsformen wird induktiv aufgrund vorhandener Unterlagen vorgenommen.

Die hierarchische Gliederung der Bodenlandschaften Niedersachsens baut sowohl in bezug auf die Legende als auch in bezug auf die Grenzführung auf der digitalen Bodenkarte 1:200 000 auf. Die Grenzen der 5., 6, und 7 Aggregierungsstufe sind also direkt aus der höher auflösenden Information abgeleitet. Überhöhte Darstellungen der Areale in Zuge der Generalisierung für kleinere Maßstäbe sind damit definitiv ausgeschlossen und auch nicht gewünscht, da flächenstatistische Auswertungen sonst zu fehlerhaften Relationen führen.

Auf Grundlage der digital umgesetzten pedoregionalen Gliederung lassen sich die deduktiv hergeleiteten, übergeordneten Bodenareale mithilfe von einfachen Diskriminanzanalysen ordnen und typisieren. Datenbasis für die Typisierung sind einerseits die bodenkundlichen Inhaltsbeschreibungen und andererseits arealbezogene Parameter (mittlere Größe, Verteilungsform, Nachbarschaftsbeziehungen etc.).

In der 7. Aggregierungsstufe werden in Niedersachsen die Bodenregionen der Küste (1), der Geest (2), des Bergvorlandes (3), des Berglandes (4) und des Mittelgebirges (5) unterschieden. Die hier vorgestellte Gliederung der Bodengroßlandschaften richtet sich nach der geologisch-morphologischen Struktur. In der Geest beruht diese im wesentlichen auf der Abfolge in der glazialen Serie und dem maritim-kontinentalen Klimawandel. In der Bergvorlandregion werden lößfreie und lößbedeckte Großlandschaften unterschiedlicher Reliefausprägung (eben bis flachwellig, hügelig) abgetrennt. Die Bergland-Bodengroßlandschaften unterscheiden sich aufgrund der tektonisch begründeten Reliefausprägung (Schichtkamm-, Schichtstufenbergland), der Verteilungsformen und der Gesteinsausprägung. Die Bodenregionen des Mittelgebirges und der Küste werden in der 6. Aggregierungsstufe zunächst nicht unterteilt.

# BODENREGIONEN UND BODENGROSSLANDSCHAFTEN NIEDERSACHSENS

## 1 KÜSTE

1.01 BGL DER KÜSTE

## 2 GEEST

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN (BGL) DER GRUND- UND ENDMORÄNEN (Überwiegend grundwasserfern)

- 2.01 BGL der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest
- 2.04 BGL der Ems-Hunte-Geest
- 2.07 BGL der Westlichen Stader Geest
- 2.08 BGL der Östlichen Stader Geest
- 2.11 BGL der Nördlichen Lüneburger Heide Geest
- 2.14 BGL der Hannoversch-Feiner Geest
- 2.16 BGL der Gifhorner Geest
- 2.17 BGL der Anklam-Fürstenaauer Berge
- 2.18 BGL der Dammer Berge

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN DER SANDER EINSCHLIESSLICH DER ENDMORÄNEN (Überwiegend grundwasserfern)

- 2.12 BGL der südlichen Lüneburger Heide

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN DER URSTROMTÄLER EINSCHLIESSLICH DER TALAUNEN (Überwiegend grundwassernah)

- 2.09 BGL der Leine-Wesertal-Niederung
- 2.10 BGL des Elbe-Urstromtals
- 2.13 BGL des Östlichen Aller-Urstromtals

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN DER TALSANDNIEDERUNGEN EINSCHLIESSLICH DER MOORE (Überwiegend grundwassernah)

- 2.02 BGL der Hunte-Leda-Moorniederung
- 2.03 BGL der Bourttanger-Moorgeest
- 2.05 BGL der Dümmer-Geest-Niederung
- 2.06 BGL der Nördlichen Westfälischen Tieflandsbucht
- 2.15 BGL des Wendlandes
- 2.17 BGL der Hamme-Oste Niederung

## 3 BERGVORLANDREGION

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN DES BÖRDENVORLANDES

- 3.11 BGL des ebenen bis flachwelligen Bördenvorlandes
- 3.12 BGL des westlichen Osnabrücker Hügellandes

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN DER LÖSSBÖRDE

- 3.21 BGL der ebenen bis flachwelligen Lössbörde
- 3.22 BGL des Ostbraunschweigisches Hügellandes

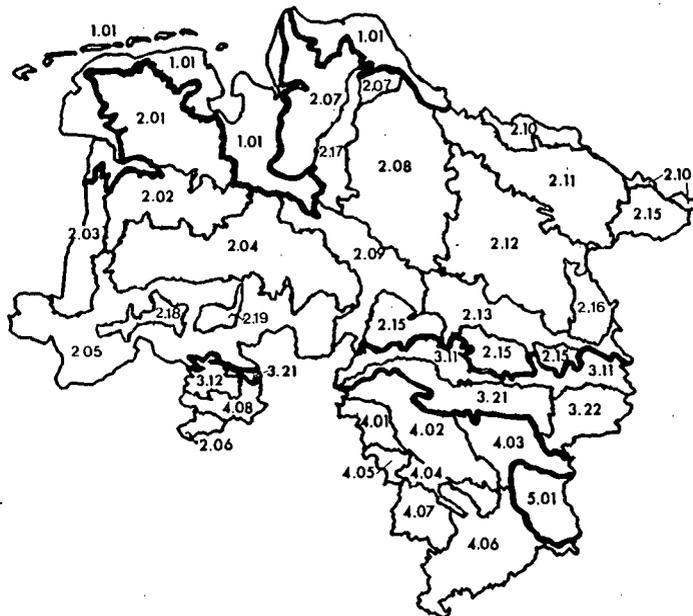
## 4 BERGLAND

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN DES SCHICHTKAMMBERGLANDES

- 4.01 BGL des Hamelner Keuper-Schichtkamm-Berglandes
- 4.02 BGL des Kalenberger und Ith-Hils
- 4.03 BGL des Leine-Innerste-Schichtkamm-Berglandes
- 4.04 BGL der Bruchschollenlandschaft
- 4.08 BGL des Osnabrücker Schichtkammberglandes

### BODENGROSSLANDSCHAFTEN DES SCHICHTSTUFENBERGLANDES

- 4.05 BGL des Pyramonter Schichtstufen-Berglandes
- 4.06 BGL des Südniedersächsisches Schichtstufen-Berglandes
- 4.07 BGL des Solling-Gewölbes

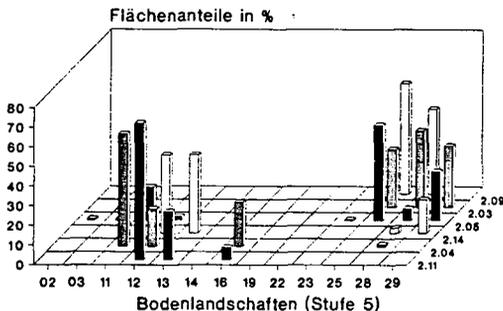


## 5 MITTELGEBIRGSREGION

- 5.01 BGL des Oberharzes

In der 5. Aggregierungsstufe erfolgt eine weitergehende Typisierung der Teillandschaften. In der Geest werden Bodenlandschaften nach Wassereinfluß, Oberflächenform und Sedimenten ausgegrenzt, sofern sie den definierten Komplexitätsgrad erreichen. Im Bergland lassen sich Bodenlandschaften unterscheiden, die ein enges Spektrum von Gesteinen und geologisch-stratigraphischer Einheiten beinhalten. Diese bilden in der Regel größere Bergzüge oder Becken.

In der folgenden Abbildung ist exemplarisch gezeigt, wie anhand einfacher Parameter (hier Flächenanteile der Bodenlandschaftstypen), die Bodengroßlandschaften in bezug auf ihr Inventar beschrieben und neu gruppiert werden können. Auf der rechten Seite sind die Bodengroßlandschaften abgetragen (vgl. Karte). Auf der X-Achse finden sich die Bodenlandschaften. Mit 02 und 03 sind Bodenlandschaften im Verarbeitungsgebiet von mesozoischen Gesteinen bezeichnet. Im weiteren wird mit der 1. Ziffer der Wasserhaushalt verschlüsselt (grundwasserfern =1\*, grundwassernah=2\*). In der zweiten Ziffer wird die Form und das Ausgangsgestein bezeichnet (Endmoränenzüge=\*1, Geschiebelehmplatten=\*2, Sandgeestplatten=\*3, Beckenablagerungen =\*4, Tal-sandgebiete=\*5, Sandlößgebiete=\*6, Flugsand- oder Dünenareale=\*7, Flußlandschaften=\*8 und Moorlandschaften=\*9). Die Abbildung verdeutlicht, daß schon mittels dieser groben Beschreibung der Vergesellschaftung eine Gruppierung der Bodengroßlandschaften möglich ist.



Eine differenziertere Klassifikation ist möglich, wenn die Arealbeschreibung anhand der Bodenkarte 1:200 000 vorgenommen wird. Eine umfangreichere Arbeit in dieser Richtung befindet sich in Vorbereitung. Eine Typisierung der Aggregierungsstufe 4 (Einheiten der BÜK 200) wird auf Grundlage der vorliegenden BK25 vorgenommen. Die umfassende Klassifikation der 3 Aggregierungsstufe (BK25) ist auf Grundlage der im Niedersächsischen Bodeninformationssystem vorhandenen Fremdaten (Bodenschätzung, Forstliche Standortkartierung, Geologie, Relief etc.) möglich und geplant.

**Literatur:** HAASE, G. (1968): Pedon und Pedotop. -in: Landschaftsforschung, PGM, Ergänzungsheft 271: 57-75; Berlin. HAASE, G. (1975): Struktur und Gliederung der Pedosphäre in der regionalen Dimension. -Beiträge zur Geographie. Arbeiten zur Bodengeographie 29/1; Berlin. NEEF, E. (1963): Topologische und chorologische Arbeitsweisen in der Landschaftsforschung. -PGM 107:249-259; Berlin. SCHLICHTING, E. (1986): Prinzipien der Gruppierung von Böden und der Gliederung von Bodengesellschaften für die Erstellung einer Bodenübersichtskarte 1:200 000. (unveröff.). SCHMIDT, R. (1971): Prinzipien der Standortgliederung der mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung der DDR. Albrecht Thaer Archiv 22: 459-469; Berlin

**METHODISCHES KONZEPT FÜR DAS MODELLPROJEKT SAARBRÜCKEN**

**IM RAHMEN VON SAAR-BIS**

von

Grenzius, R.\*)

**Problematik:**

Momentan sind ca. 13% des alten Bundesgebietes Siedlungsfläche, wobei sich dieser Anteil ständig vergrößert. Vor diesem Hintergrund und dem steigenden Bedarf an bodenkundlichen Flächendaten, die bei Planungsfragen ( Naturschutz, UVP, Bodenbelastungen u.a.) auch für diese Räume benötigt werden, hat der Arbeitskreis "Stadtböden" der DBG Empfehlungen für eine Kartieranleitung der Böden urban-industriell-gewerblicher Gebiete herausgegeben. Darin wird angeraten, den Konzeptbodenkartentwurf als Bestandteil der Bodeninventur soweit fortzuentwickeln, daß Planungsaussagen auch ohne aufwendige Kartierungen möglich werden. Der Kartieraufwand hängt dabei nicht nur von Diversität und Variabilität der Flächen ab, sondern auch von der Qualität der Konzeptbodenkarte. Bisherige Ansätze haben gezeigt, daß sie bei einer geringen Anzahl an überlagerten Ebenen den Anforderungen an Konzeptbodenkarten im urbanen Bereich nicht gerecht werden, d.h., die hohe Diversität und Variabilität von Böden und Bodeneigenschaften nicht wiedergeben können.

Die Anwendung der Empfehlungen des Arbeitskreises erfolgt im Modellprojekt Saarbrücken, das Bestandteil des Forschungsvorhabens SAAR-BIS, des Saarländischen Bodeninformationssystems ist.

**Methodik:**

Vor dem Hintergrund der Beschaffung eines Geographischen Informationssystems zu Beginn des Jahres 1991, ergibt sich der im folgenden erläuterte Ablauf und Stand der Arbeiten zur Erstellung einer Konzeptbodenkarte für das Meßtischblatt (1 : 25000) von Saarbrücken, die die Grundlage für digitale Boden- und Auswertekarten und Modellanwendungen zur Risikoabschätzung darstellt:

Nach der Aufstellung eines Behörden- und Institutionsregisters (Abb. 1) erfolgte die Sammlung von Unterlagen (Grundlagen) für eine Konzeptkarte. Abb. 2 zeigt auf Bundes- bis Kreisebene die Ämter und staatlichen Institutionen, bei denen verwendbare Daten vorliegen.

Aus der Fülle, der zur Verfügung stehenden Unterlagen wurden die einen bodenkundlich relevanten Informationsschub erwarten lassen- den Unterlagen ausgewählt. Sie bestehen vorwiegend aus analogen Flächendaten (Karten), die in digitale überführt (D) werden, um

\*)Bezirksamt Wedding - Umweltamt -  
Reinickendorfer Straße 60b, 1000 Berlin 65

sie miteinander verschneiden zu können. Punktförmige Informationen über Grundwasserstandsmessungen und Kriegsschäden werden in analoge und digitale Flächendaten überführt. Wertvolle Grundlagen stellen die in digitaler Form vorliegenden und nur noch zu übernehmenden (Ü) Flächendaten des Statistischen Bundesamtes, des Amtes für Umwelt des Sadtverbandes und des Ministeriums für Umwelt dar.

Die Überlagerung von 19 Kartenebenen (Abb.2) erfordert ein Verschneidungskonzept (Abb. 1), damit die Informationen erkennbar bleiben.

Es entsteht dann die Konzeptkarte (Grenzlinienkarte), die durch Zuordnung einer Arbeitslegende für die auftretenden Einheiten und durch Flächeninhaltsbeschreibung in eine Konzeptbodenkarte überführt wird (Abb. 1).

Die Überprüfung der Inhalte und Grenzlinien der Einheiten der Konzeptbodenkarte erfolgt im Feld, um schließlich die Feldreinkarte oder Bodenkarte zu erhalten.

Die Vielzahl der auf dem Meßtischblatt Saarbrücken zu erwartenden Einheiten macht die Auswahl von Kartierflächen bestimmter Nutzungstypen zur exemplarischen Verifizierung notwendig. Als durch den Arbeitskreis der DBG bisher nicht beschriebene Substrate, verbreitete und landesspezifische Nutzungen im Raum Saarbrücken, wurden zunächst Hausgärten sowie Wasch- und Schachtbergehalden, Bauschutt-Erdmaterialhalden und Flotationsweiher untersucht.

#### **Ergebnisse:**

Die in Abb. 2 aufgelisteten Unterlagen werden zur Zeit digitalisiert und miteinander verschnitten. Für einige Gebiete fand bereits die Verifizierung der Flächeninhalte statt. Die Beschreibung der Böden und ihrer Eigenschaften - wie im Vortrag vorgestellt - erfolgt an anderer Stelle.

#### **Diskussion:**

Die digitale Konzeptbodenkarte bietet den Vorteil der schnellen Ergänzung, Korrektur, der schnellen am Bedarf orientierten Ausgabe von Arbeits- und Reinkarten.

Für eine stärkere Anwendung der Konzeptbodenkarten spricht auch, daß Primärdatenerhebungen immer aufwendiger und teurer werden. Zudem müssen für den urban-industriell-gewerblichen Bereich in einem zeitaufwendigen Verfahren sogenannte Flächenfreigabemappen erstellt werden, die die Informationen über die unterirdische Infrastruktur, über Kampfmittel und die Genehmigung zum Kartieren auf der jeweiligen ausgewählten Fläche enthalten.

Grenzen werden der bodenkundlichen Aussagekraft der Karte durch ihre Qualität, d.h., durch deren Grundlagen gesetzt. So sind ohne eine verifizierende Kartierung, insbesondere im urbanen Bereich, Aussagen zu Bodenabfolgen und Summe der in den ausgewiesenen Flächen auftretenden Böden nicht möglich.

Schwierig ist auch eine Einschätzung derjenigen Nutzungstypen, bei denen noch keine Erfahrungen über die Zusammensetzung von Böden vorliegen.

# METHODISCHES KONZEPT 'URBANE MODELLRAUM SAARBRÜCKEN'

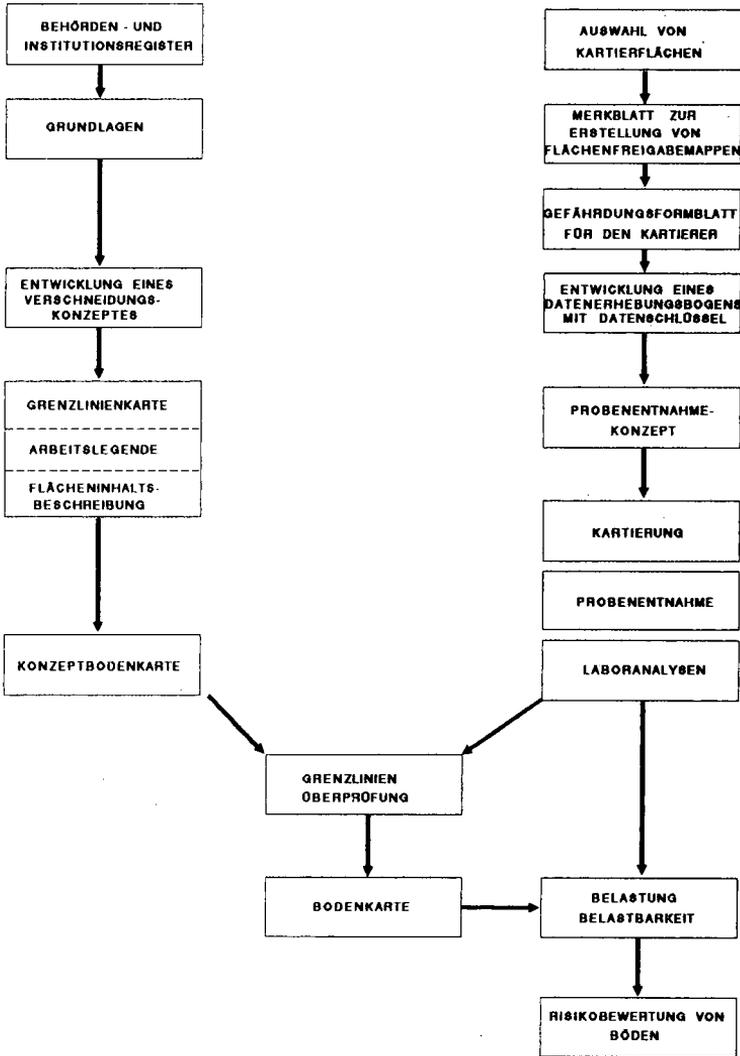
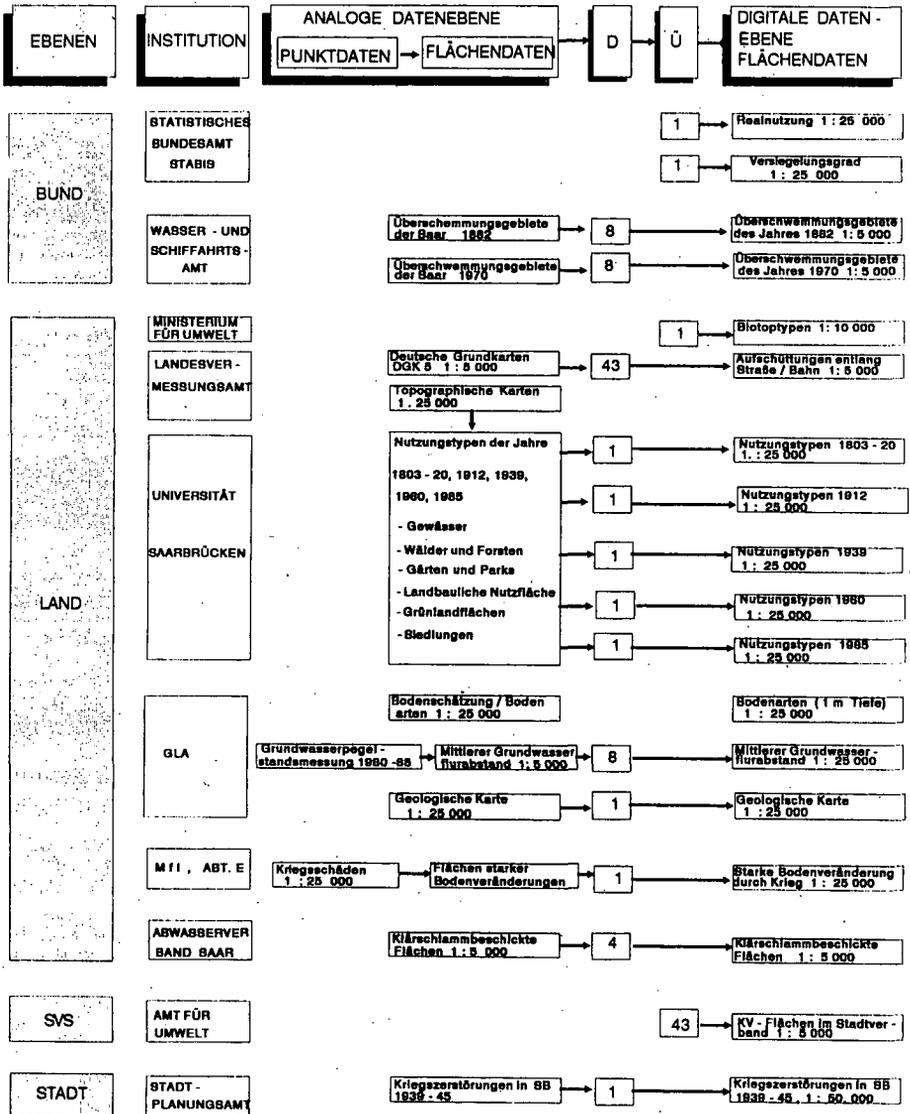


Abbildung 1

ERSTELLUNG VON GRUNDKARTEN FÜR KONZEPTBODENKARTEN



D = DIGITALISIERUNG VON GRENZFLÄCHEN, FLÄCHENINHALT, LEGENDE

Ü = DATENÜBERNAHME

Abbildung 2

Böden aus Malmkalen der südlichen Frankenalb und ihre  
Differenzierung mit Hilfe der Diskriminanzanalyse

von

Häusler, W. und E.A. Niederbudde x)

1. Einleitung

Arbeiten aus dem Untersuchungsgebiet südliche Frankenalb, die Bodenbildung und Landschaftsentwicklung im Zusammenhang sehen, sind ziemlich alt (Blank und v. Oldershausen, 1936, Birzer, 1939). Dabei sind Ergebnisse vorgestellt worden, die den heutigen Ansprüchen an bodenchemischen und bodenmineralogischen Interpretationen verständlicher Weise nicht mehr genügen. Auch wurde damals zwischen Prozessen der Bodenbildung und Verwitterung nicht genau unterschieden.

Seitdem sind aus mehreren Kalksteinlandschaften Mitteleuropas systematische Untersuchungen an Böden veröffentlicht worden, die z.T. auch tonmineralogische Ergebnisse enthalten, die hier im Detail nicht diskutiert werden können. In den Lehrbüchern der Bodenkunde werden als Haupttonminerale je nach Bodenentwicklungszustand Illit und Kaolinit genannt.

2. Ergebnisse

Nach pedo- und reliktpedomorphologischen Kriterien wurden in der Landschaft 5 Gruppen unterschieden, hinzu kommt noch das Gestein. Die Kalksteine wurden zuvor mit Hilfe von statistischen Verfahren geprüft und für die vorliegende Untersuchung als einheitlich betrachtet. Insgesamt ergaben sich 6 Gruppen mit folgenden Bezeichnungen für das untersuchte Material: 1. Lösungsrückstand (der Kalksteine), 2. Rendzina, 3. Terra fusca (Kalksteinbraun-

---

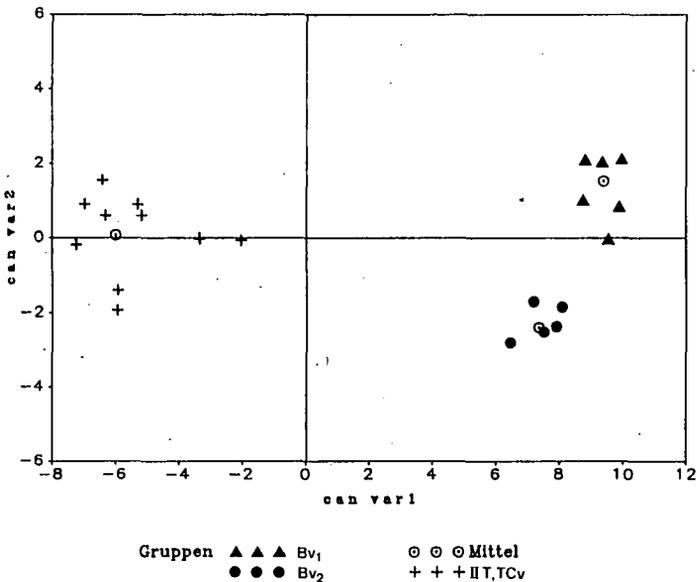
x) Institut für Bodenkunde, TU München - Weihenstephan  
8050 Freising

lehmmaterial), 4. schluffige Deckschichten. 5. Übergangshorizonte, 6. Schlottenlehme.

Wenn bei der Arbeit im Gelände eine Gruppeneinteilung vorgenommen wurde und wenn mehrere Eigenschaften (Variable) gemessen wurden, dann kann als Auswertungsverfahren für kombinierte Gelände- und Laborarbeiten die multivariate Diskriminanzanalyse empfohlen werden (Niederbudde, 1975). Bei der praktischen Anwendung ist darauf zu achten, daß die Anzahl der Gruppen (k) nicht zu groß und der Stichprobenumfang (n) größer als die Zahl der Variablen (p = Bodeneigenschaften) ist. Bei diesen landschaftsbezogenen Profilstudien ist maximal  $k = 6$ ,  $n = 115$  und  $p = 25$ .

Aus den zahlreichen Ergebnissen kann hier nur ein Beispiel demonstriert werden, in dem Kalksteinbraunlehmmaterial (Gruppe 3, bezeichnet mit II T, TCv) von schluffigen Deckschichten (Gruppe 4, bezeichnet als Bv<sub>1</sub>) und Übergangshorizonten (Gruppe 5, bezeichnet als Bv<sub>2</sub>) getrennt wurden.

Trennergebnis  
Bv<sub>1</sub> Horizonte - Bv<sub>2</sub> Horizonte - II T, TCv Horizonte



Das Kalksteinbraunlehmmaterial ist sehr hochsignifikant von den beiden anderen Bodengruppen getrennt worden, aus der Entfernung der Gruppenmittelwerte von Gruppe 4 und 5 ist zu schließen, daß beide, obwohl einwandfrei getrennt, einander ähnlicher sind als beide zu Gruppe 3. Die Übergangshorizonte wären also bei einer gebotenen Zweiteilung des gesamten Bodenprofils zu den Schluffdecken zu ordnen.

Mittelwert ( $\bar{x}$ ) und Standardabweichungen (s) von Bodenformen der südlichen Frankenalb

Bv <sub>1</sub> schluffige Deckschichten		Bv <sub>2</sub> Übergangs- horizonte		II T,TCv Kalkstein Braunlehme			
Schritt Nr.	Eigen- schaft	Bv <sub>1</sub> $\bar{x}$	s	Bv <sub>2</sub> $\bar{x}$	s	II T,TCv $\bar{x}$	s
1	AK	11	(1,2)	14	(3,2)	37	(3,4)
2	Kfix	80	(2,1)	110	(4,9)	430	(8,6)
2a	BCK <sub>e</sub>	61	(21)	105	(43)	1020	(264)

-----  
Trennung ohne die oben genannten Eigenschaften

1	Ton %	25	(2,7)	45	(7,4)	68	(8,5)
2	pH	4,3	(1,5)	4,8	(0,2)	6,8	(0,4)
3	Smectit % (<2µm)	15	(5,0)	15	(1,7)	30	(4,2)

Eigenschaften: Austauschkapazität in cmol·z<sup>+</sup>/kg Bo, K-Fixierung (naß) in mg K/kg Bo, BCK<sub>e</sub> = Effektive K-Pufferkapazität in cmol·z<sup>+</sup>/kg Bo/M<sup>2</sup>

In der Tabelle (obere Hälfte) sind die Mittelwerte der Bodeneigenschaften verzeichnet, durch die die Trennung in die 3 Gruppen erfolgt ist. Die Bodeneigenschaften sind die Austauschkapazitäten und die K-Fixierung, beide Bodenmerkmale nehmen von Bv<sub>1</sub> nach TCv zu. Die effektive K-Pufferkapazität (BCK<sub>e</sub>) wurde wegen hoher Interkorrelation zur K-Fixierung und hoher Standardabweichungen (s) um den Mittelwert nicht in die Diskriminanzfunktion eingeführt, sie verändert sich in gleicher Weise wie die K-Fixierung.

Im unteren Teil der Tabelle sind die 3 Bodeneigenschaften genannt, die im zweiten Versuch die Trennung vollzogen haben. Auch ohne die oben genannten Meßwerte gelingt eine Trennung in die drei Gruppen, wenn auch weniger optimal als in der Darstellung gezeigt. Die Mittelwerte der Tongehalte sind hochsignifikant voneinander verschieden. Mit 45% Ton liegt die Boden­gruppe "Übergangshorizont" genau in der Mitte zwischen schluffiger Deckschicht und Kalksteinbraunlehm, ein Hinweis darauf, daß die Gruppierung im Gelände (Fingerprobe) sehr gut getroffen ist. Die Entscheidung für die größere Nähe der Übergangshorizontgruppe zu den schluffigen Deckschichten fällt im 2. und 3. Schritt, wie den pH und Smectitwerten zu entnehmen ist.

Aus dem Zusammenhang zwischen Röntgenbeugungsdaten, den K-Fixierungswerten sowie den Werten von K-Ca-Austauschkurven (AR<sub>0</sub> = Intensitätswert, K-Pufferkapazität) muß aus der Folge Lösungsrückstand (der Kalksteine) --> Terra fusca --> Schlottenlehme geschlossen werden, daß die wesentliche Mineralentwicklung vom Illit zum Smectit geht, wobei die Smectite der Schlottenlehme die Silicatschichten mit den niedrigsten Ladungsdichten sind (bestimmt nach der Alkylammonium-Methode). Die Schlottenlehme enthalten auch etwas mehr Kaolinit als die Proben der anderen Gruppen, aber die Streuung um den Mittelwert ist sehr groß, so daß diese Eigenschaft nicht als typisch für den Mineralbestand dieser Bodengruppe herausgestellt werden kann. Die Tonmineralbestände im Solummaterial der Rendzinen unterscheiden sich nicht signifikant von denen der Terrahorizonte. Es muß vorläufig vermutet werden, daß wesentliche Komponenten der Rendzinen Reste von Kalksteinbraunlehmmaterialien sind.

### 3. Literatur

Birzer, F. (1939): Verwitterung und Landschaftsentwicklung in der südlichen Frankenalb. Z. dtsh. Geol. Gesellsch. 91, 1-57

Blank, E. und E. von Oldershausen (1936): Über rezente und fossile Roterde-(Terra rossa-)Bildung im Gebiet der südlichen Frankenalb, des Altmühltalgebirges. Chemie der Erde 10, 1

Niederbudde, E.A. (1975): Tonminerale in Bodenlandschaften. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 22, 673-678

**BÖDEN MIT SCHWARZERDE-VORGESCHICHTE IM SÜD-NIEDERSÄCHSISCHEN BERGLAND:  
Bedingungen der Verbreitung, Weiterentwicklung und Veränderung durch Erosion  
und Akkumulation**

von  
Ruth Hasselbauer\*, E. Gehrt\*\* und B. Meyer\*

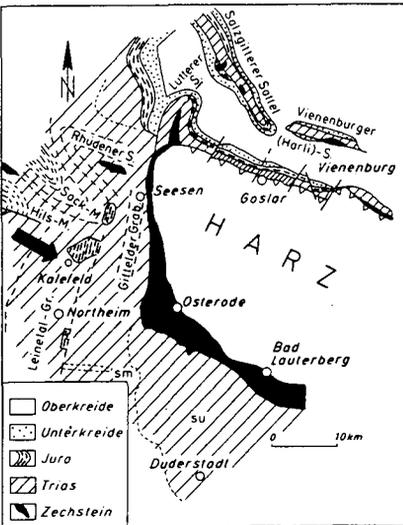
**1. Problemstellung**

Abseits der großen Lößbörden-Landschaften als den typischen Verbreitungsgebieten von Schwarzerden wurden im südniedersächsischen Bergland mehr oder weniger stark degradierte Schwarzerden gefunden.

Durch eine Detailkartierung und die Aufstellung von Schwarzerde-Parabraunerde-Entwicklungsschemata sollen folgende Fragen geklärt werden:

- Ursprüngliche, höhenabhängige Verbreitung der Schwarzerde
- Formen und Divergenzen in der weiteren Bodentypenentwicklung zu Braunerde, Parabraunerde oder Pseudogley
- Auswirkungen der siedlungshistorisch und durch den Einfluß des ausgeprägten Berglandreliefs bedingten Erosion und Akkumulation auf die rezente Verteilung von verkürzten oder kolluvial überlagerten ehemaligen Schwarzerden

**2. Geologischer Bau und Deckschubstrat der "Kalefelder Lößmulde"**



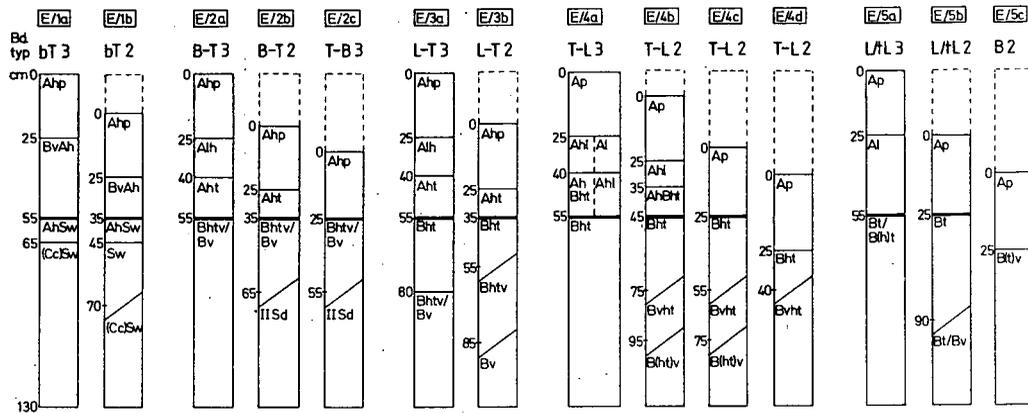
**Abb. 1:** Lage des Kartiergebietes bei Kalefeld

Das Kartiergebiet mit ca. 9 km<sup>2</sup> Ausdehnung (s. Abb. 1) liegt in einem bruchtektonischen Becken in nördlicher Verlängerung des mesozoischen Leinetalgrabens. Das Relief ist in den Formationen des Jura ausgebildet, der E-W verlaufende Hangrücken mit 2 - 18 % Neigung beiderseits eines nach Norden entwässernden Auenbereiches bildet. Die Juragesteine sind von 0,5 - 3,0 m mächtigen Fließerden bedeckt, auf denen der z. T. mehr als 5 m mächtige jung-würmzeitliche Löß liegt. Im Altholozän entstanden aus ihm Schwarzerden mit etwa 55 cm mächtigen Ah-Horizonten. Vom Atlantikum an entwickelten sich diese unter Entkalkung und Verlagerung von schwarzem Humat-Ton größtenteils zu Schwarzerde-Parabraunerden (Griserden) weiter.

An den Oberhängen ist der Löß mit seinen Böden bis auf weniger als 50 cm abgetragen, was durch die Undurchlässigkeit des tonig verwitterten Juragesteins gefördert worden ist. Entsprechend sind alle Unterhangbereiche sowie die zahlreichen Hangrinnen mit Löß und lößbürtigem Kolluvium gefüllt.

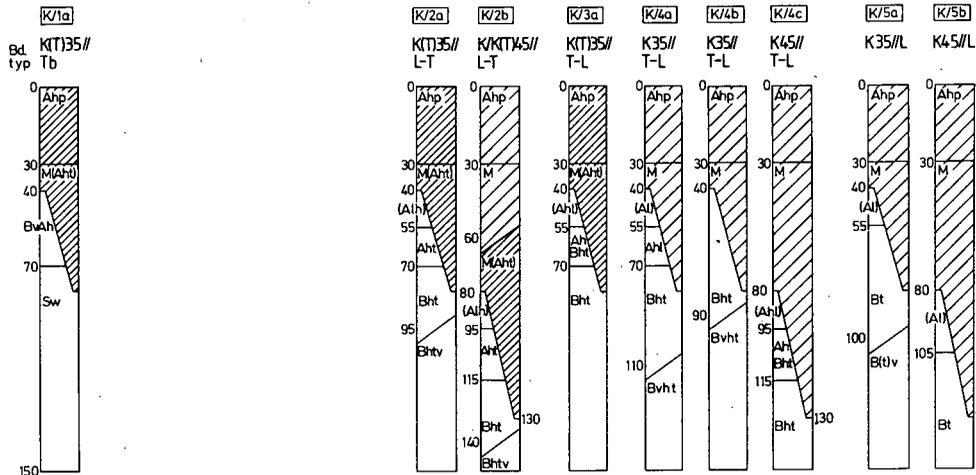
\* Institut für Bodenwissenschaften, v. Sieboldstr.4, 3400 Göttingen

\*\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover



## EROSIONSREIHE

erodierter Profilabschnitt  
 ehemalige Ah-Untergrenze



## AKKUMULATIONSREIHE

Schwarzerde-Kolluvium  
 Kolluvium

**Abb. 2:**  
 Schematisierte Entwicklungssequenzen von degradierter Schwarzerde zu Braunerde und Parabraunerde mit Veränderung der Erosion (E/) und Akkumulation (K/)

### 3. Schwarzerde-Degradationsreihen unter Einfluß von Erosion und Akkumulation

Um die im Untersuchungsgebiet gefundenen Bodentypen einzuordnen, wurde ein zweiteiliges Schema (s. Abb. 2) entwickelt, das neben den Prozessen der Bodenentwicklung eine Erweiterung um die Faktoren Bodenabtrag (E für Erosion) und -akkumulation (K für Kolluvium) enthält. Als Grundlage dient ein Schema von JOISTEN (1987, unveröff.) und ROESCHMANN (1968). Im oberen Teil ("Erosionsreihe") ist die Schwarzerde-Degradationsreihe (E/1a bis E/5a) mit den typischen bestimmenden Horizonten bzw. Horizontkombinationen der einzelnen Bodentypen dargestellt. Diese vollständigen Profile sind durch verkürzte Profile des Untersuchungsgebietes in der Reihenfolge steigenden Erosionsgrades - gleichzusetzen mit steigender Hangneigung - ergänzt (E/1b bis E/5b-c). Die Untergrenzen der ehemaligen Ah-Horizonte sind zur besseren Übersicht der Abtragsbilanz auf gleicher Höhe dargestellt. Mögliche Vernässungserscheinungen und die Ausbildung von Übergangshorizonten werden dabei nicht berücksichtigt.

Die Unterscheidung zwischen degradierter Schwarzerde (bT) und dem Übergangsbodentyp Braunerde-Schwarzerde (B-T), dient im Untersuchungsgebiet dazu, der Erosionsanfälligkeit bestimmter Standorte gerecht zu werden: bT stellt im tiefgründigen Lößgebiet eine Übergangsstufe zur L-T dar. Dagegen wird der Bodentyp B-T für Profile in starker Hangneigung mit flachgründiger Lößauflage vergeben, wodurch deutlich wird, daß eine Weiterentwicklung dieser Profile nur durch Erosion zur T-B bzw. Braunerde erfolgen kann, nicht jedoch zur Parabraunerde. Ohne Erosionseinfluß kommt der Übergangsbodentyp B-T mit einem reinen Bv-Horizont unter dem Ah selten vor, da mit der Verbraunung meist gleichzeitig die Tondurchschlämmung einsetzt.

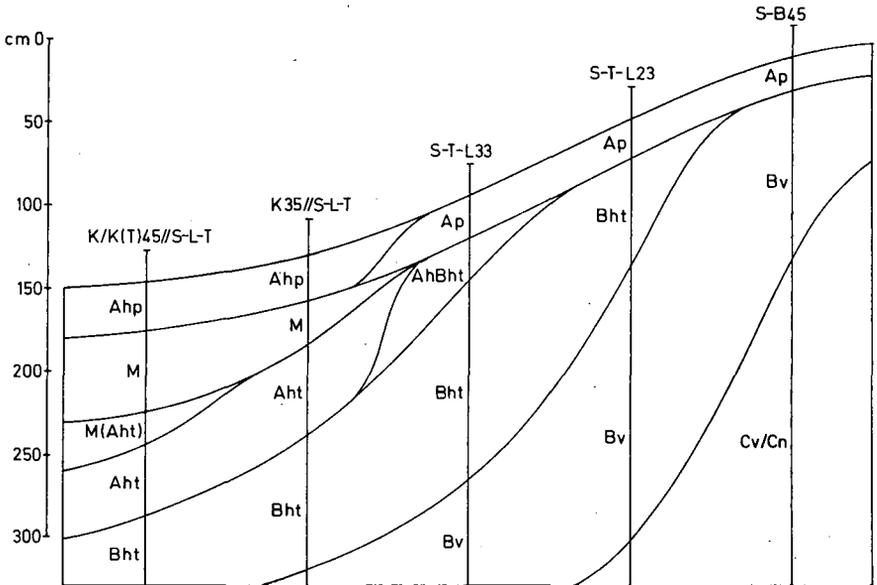
Der untere Teil ("Akkumulationsreihe") stellt die oben beschriebene Degradationsreihe mit kolluvialer Überdeckung dar. Die Bezeichnung K(T) steht für Schwarzerde-Kolluvium (T von Tschernosem). Falls zusätzlich nicht schwarzerdebürtiges Auftragsmaterial das Schwarzerde-Kolluvium überdeckt, wird dies durch einen Schrägstrich (K/K(T)..) gekennzeichnet (s. Abb. 2: K/2b). Zur Darstellung aller im Gelände möglichen Horizontabfolgen sind die schraffierten Auftrags-horizonte Ahp und M bzw. M(Aht) im Schema als "Masken" zu verstehen, die insgesamt auf dem unterlagernden Profil abwärts verschoben werden können, um auch unvollständige, d.h. verkürzte Ausgangsprofile einzubeziehen.

### 4. Anordnung und Gesellschaft der Bodentypen

Das Hang-Längsschnitt-Schema (s. Abb. 3) stellt einen Ausschnitt der typischen Anordnung von Schwarzerde-Degradationsstufen im Bergland dar. Um auch Pseudogley-Merkmale zu beschreiben, die im Untersuchungsgebiet die verringerte Durchlässigkeit der Böden als eine Ursache der Erhaltung von Schwarzerderesten kennzeichnen, enthalten die Bodentypen ein drittes Buchstabensymbol. Wie die Beobachtungen im Bergland zeigen, sind die Lessivierungshorizonte in allen Hangbereichen erodiert.

An den schwach geneigten Mittelhängen sind die ursprünglichen Schwarzerden zu Pseudogley-Schwarzerde-Parabraunerden (S-T-L33) entwickelt, die bei stärkerer Hangneigung stets zu S-T-L23 verkürzt sind. An den Oberhängen dagegen unterbindet der rezente Prozeß der Erosion die Schwarzerde-Degradation: Hier sind die als Beweis der Schwarzerde-Vergangenheit zu betrachtenden Bht-Horizonte - falls sie vorhanden waren - bereits erodiert, so daß häufig verkürzte Pseudogley-Parabraunerden (nicht abgebildet) zu finden sind. Bei noch größeren Hangneigungen sind die Böden bis auf den Bv-Horizont und damit zu Pseudogley-Braunerden (S-B45) abgetragen, deren Schwarzerde-Vergangenheit wahrscheinlich, aber nicht flächenhaft nachweisbar ist. Das lokale Auftreten erodierter Pseudogley-Braunerde-Schwarzerden beweist jedoch, daß in dieser Landschaft Schwarzerden ursprünglich bis in Höhen von 260 m ü.NN vorgekommen sind.

**Abb. 3:** Schnitt eines Hanges mit ursprünglich flächendeckender Schwarzerde-Entwicklung nach der typischen Umverteilung des Bodenmaterials durch Erosion (stark überhöht)



Das verlagerte Schwarzerde-Material (Analysen- und Farbwerten entsprechend Aht-Material) bedeckt als Schwarzerde-Kolluvium mehr oder weniger stark weiterentwickelte Übergangsformen Schwarzerde-Parabraunerde. Der weitaus größte Teil der Unterhänge und Hangfuß-Zonen ist dagegen von jüngerem Kolluvium (K35) bedeckt, das nicht aus Schwarzerde-Material besteht, sondern nach vollständiger Erosion der ehemals hangaufwärts liegenden Ah-Horizonte, aus dem dann verbliebenen Al- oder Bt-Material der weiterentwickelten Böden hervorgegangen ist.

## 5. Zusammenfassung

In einer lößbedeckten Mulde der südniedersächsischen Hügellandschaft sind bis in 260 m ü.NN im Altholozän Schwarzerden ausgebildet worden, die sich später mit unterschiedlicher Tendenz und Intensität zu Schwarzerde-Braunerden oder Schwarzerde-Parabraunerden (Griserden) weiterentwickelt haben. Jungholozäner Abtrag und Auftrag von Schwarzerde- und später Parabraunerde-Material haben an den Hängen ein Flächenmosaik erzeugt, für das ein Entwicklungs- und Gliederungsschema aufgestellt worden ist.

## 6. Literatur

- JOISTEN, H., 1987: Gliederung der Schwarzerde und ihrer Übergangsformen zur Parabraunerde unter Ackernutzung. - Unveröffentl. Manuskript, Nieders. Landesamt f. Bodenforschung, Hannover.
- ROESCHMANN, G., 1968: Pseudogley-Tschernoseme und deren Übergangsbildungen zu Parabraunerden im Lößgebiet der Hildesheimer Börde. - Geol. Jb. 85, 841 - 860.

## Gliederung und Eigenschaften der Hang-Schuttdecken und ihre Bedeutung für die Bodengenese

von

Arno Kleber\*

### Einführung

Die Erkenntnis ist schon ziemlich alt, daß die mitteleuropäischen Oberflächenböden vielfach nicht oder nicht ausschließlich aus dem liegenden A-Gestein entstanden sind. Vielmehr sind oft pleistozäne *Umlagerungsprodukte* Ausgangsmaterialien der Bodenbildung. Ab den späten 50er Jahren wurde deutlich, daß diese Sedimente nicht regellos und zufällig verteilt auftreten, sondern daß Regelmäßigkeiten in der vertikalen Abfolge verschiedener Schichten und in ihrer horizontalen Verbreitung bestehen.

Die Gliederung des oberflächennahen Untergrunds wird in der Bodenkunde zunehmend diskutiert, wie zahlreiche Vorträge der Tagung der DBG 1991 in Bayreuth zeigten,

- weil Prozesse und Bodeneigenschaften stark vom vertikalen Wechsel der Substrateigenschaften beeinflusst werden und oft nur durch diesen hinreichend erklärt werden können,
- weil inhomogene Ausgangssubstrate bei bodengenesischen Bilanzierungen berücksichtigt werden müssen
- und weil die Praxis der Bodenkartierung zeigt, daß das Catena-Prinzip unter Berücksichtigung von Deckschichtenaufbau und -verbreitung besonders bei etwas kleineren Kartiermaßstäben — ohne Präzisionsverlust gegenüber klassischen Aufnahmen — erhebliche Vorteile bringen kann.

Deshalb schlägt der Arbeitskreis für Bodensystematik der DBG vor, eine Systematik der Deckschichtengliederung in die Bodenkundliche Kartieranleitung aufzunehmen.

Die vorliegende Arbeit will einige bodenkundlich und für das Verständnis wichtige Aspekte der Gliederung und Genese mitteleuropäischer Deckschichten unter Zusammenfassung des Kenntnisstandes diskutieren.

### Eigenschaften der Schichten

#### Die einzelnen Schichtglieder

Verschiedene Autoren benutzen jeweils eigene Bezeichnungen für die Schichtglieder (Gegenüberstellung bei STAHR 1979: 14). Die Parallelierung ist oft schwierig, zumal vergleichende Forschungen in der ehemaligen DDR erst seit kurzem möglich sind (vgl. ALTERMANN 1990, FRÜHAUF 1990). Deshalb strebt der Arbeitskreis für Bodensystematik der DBG eine eigene Terminologie an (WITTMANN, frdl. schr. Mitt., 1991). Die einzelnen Schuttdecken sind demnach:

#### - Hauptlage

Die Hauptlage ist die oberste und damit jüngste pleistozäne Deckschicht. Sie enthält einen mehr oder weniger deutlichen Anteil äolischer Fremdkomponenten. Ein wesentliches Merkmal der Hauptlage ist ihre im Gegensatz zu tieferen Schichten recht konstante Mächtigkeit von 40-70 cm im Profil. Diese Eigenschaft ist kaum von der Hangneigung oder der Lage im Relief beeinflusst, sondern eher von der Korngröße, die das liegende Gestein liefert. Am größten wird sie auf sandigem Untergrund (SEMMELE & PLASS 1965). Die Grobkomponenten sind hangparallel eingeregelt. Normalerweise ist die Hauptlage homogen, gelegentlich fällt aber eine Anreicherung des Skeletts in ihren basalen Teilen auf. Der Schutt ist nie weit transportiert worden. Die Lagerung der Schicht ist meist sehr locker. Die Hauptlage ist in der letzten Kaltphase des Spätglazials, der Jüngeren Tundrenzeit (vor ca. 10 000- 11 000 Jahren) entstanden, denn ihr sind oft Mineralien eingemischt, die auf einen allerödzeitlichen Vulkanausbruch in der Eifel zurückgehen (SCHÖNHALS 1957, JUVIGNÉ 1980).

#### - Mittellage

Der Lößanteil der Mittellage ist i. d. R. höher als in der Hauptlage. Gelegentlich vertreten auch Lößablagerungen die Mittellage völlig. Der Skelettgehalt der Mittellage ist meist gering,

\* Univ. Bayreuth, Lehrstuhl für Geomorphologie, 8580 Bayreuth, Postfach 101251

Grobkomponenten sind unterschiedlich gut eingeregelt. Die Mittellage kann manchmal in sich durch sekundäre Schichtung, z.T. mit ungestörten Lößlagen oder Spülsedimenten, weiter untergliedert sein.

### - Basislage

Die Basislage ist sehr skelettreich, wenn das Ausgangsgestein von hangauf Grobkomponenten liefern kann. Sie ist frei von äolischen Komponenten. Das Skelett ist meist schlecht eingeregelt. Bei feineren Korngrößen treten oft gut geschichtete und sortierte Partien auf, in skelettreichem Material ist eine solche sekundäre Schichtung im Profil meist nicht zu erkennen (SEMMELE 1968). Die Basislage ist oft auffallend dicht gelagert.

### Die Verbreitung der Schuttdecken

Vollständige Profile zeigen die Abfolge: Hauptlage—Mittellage—Basislage—Anstehendes.

Oft fehlt die Mittellage, da deren Verbreitung, neben Luv-/Lee-Effekten auf bestimmte Reliefpositionen — v.a. auf Hangdellen und -verflachungen — beschränkt ist. Möglicherweise war die ursprüngliche Mächtigkeit des Lösses, der wesentlicher Bestandteil dieser Schicht ist, in solchen feuchteren und damit stärker von Pflanzen besiedelten Lagen größer.

Die Basislage ist demgegenüber weiter verbreitet. Mit Ausnahme der höchsten und der steilsten Hangabschnitte bedeckt sie alle Relieffteile. Nur manchmal setzt sie auch in sehr flachem Relief aus (SEMMELE 1968). Sie fehlt definitionsgemäß über äolischen Sedimenten.

Die Hauptlage bedeckte ausgangs der letzten Kaltzeit praktisch das gesamte Relief mit Ausnahme von Felsausbissen und extremen Steilhängen. Seither ist sie vielfach teilweise oder vollständig durch Bodenerosion wieder abgetragen worden. Deshalb und wegen ihrer ursprünglich sehr konstanten Mächtigkeit ist die Hauptlage ein sehr brauchbarer Indikator des Ausmaßes historischer Bodenerosion.

### Die Genese der Schuttdecken

Die Schuttdecken sind ausweislich der Vergesellschaftung mit Eiskeilen (ROHDENBURG 1966, SEMMELE 1968), des Transports sehr groben Schutts, sowie der häufigen solifluidalen Einregelung des Skeletts unter periglazialen Klimabedingungen durch Solifluktion, im Fall der tieferen Schichten oft von Abspülung begleitet, entstanden.

Die Feststellung, daß die Mächtigkeit der Hauptlage praktisch nicht von der Geländeneigung abhängt, erscheint widersprüchlich, da die

Schichtmächtigkeit auf steileren Hängen geringer, in flacheren Akkumulationsbereichen höher werden müßte. KLEBER (1991) versucht dies darauf zurückzuführen, daß die Zeitdauer der Bewegung nicht ausreichte, eine wesentliche Mächtigkeitsdifferenzierung zu bewirken, wobei er den konstanten Tiefgang der Bewegung mit der aktuell meßbaren Dynamik der Solifluktion im Zusammenhang mit dem Gefriervorgang im Boden erklärt.

### Das Alter der Schuttdecken

Die Hauptlage ist im Spätglazial entstanden (s.o.). Es erscheint plausibel, die älteren Schuttdecken ebenso Phasen der letzten Kaltzeit zuzuordnen (vgl. SCHILLING & WIEFEL 1962). Jedoch ist die letzte Kaltzeit in sich in zahlreiche verschiedene Erwärmungs- und Abkühlungsphasen zu untergliedern, von denen jede auch Feuchteschwankungen gebracht haben kann. Es ist also damit zu rechnen, daß es während der letzten Kaltzeit in mehrfachem Wechsel zu Abspülung, Solifluktion und Lößverwehung kam (vgl. ROHDENBURG 1968). Die wenigen vorliegenden Hinweise auf das Sedimentalter zeigen dann auch, daß Basis- und Mittellage stark wechselnde Alter aufweisen können (SEMMELE 1968, FRIED 1984). Damit ergibt sich eine Diskrepanz zwischen der regelhaften Abfolge der Schuttdecken und deren stratigraphischer Eindeutigkeit, die sich auflösen läßt, indem man die einzelnen Schuttdecken als Stadien einer fast zwangsläufigen Entwicklung auffaßt, die unabhängig von der Zeitstellung der Einzelereignisse abläuft:

- Der Schuttdeckenakkumulation gingen Phasen der Abspülung voraus, in denen das Anstehende oder ältere Schuttdecken bearbeitet und älterer Löß entfernt wurde. Dies kann in mehreren Subzyklen der letzten oder früherer Kaltzeiten erfolgt sein. Entscheidend für die weitere Entwicklung sind Zeitstellung und Intensität der jeweils letzten Abspülungsphase, die mindestens zu einer weitgehenden Entfernung des Lösses führte. Beides kann regional oder sogar im Verlauf eines Hanges stark differieren.
- Danach erlahmte die Abtragung, es wurde nicht mehr alles Material in die Vorfluter transportiert, sondern es kam nur noch zu Umlagerungen am Hang. Enthielt die Umgebung wenig oder keinen Löß (mehr), so erfassten Solifluktion und Abspülung nur Lokal-Material, das sich über älteren Schuttdecken oder auf dem Anstehenden als Basislage ablagerte. Griff diese Schuttdecke im Hangverlauf auf Reste älterer, lößhaltiger Sedimente über, so konnte sie Löß aus der

Unterlage aufnehmen. Es erfolgte dann ein horizontaler Fazieswechsel von lößfreier zu lößhaltiger Schuttdecke (KLEBER 1991).

- Mit zunehmender Trockenheit setzte Lößakkumulation ein. Bei gleichzeitiger Solifluktion entstand die *Mittellage*, die diesen Löß z.T. aufnahm. Eine neue Basislage konnte zu dieser Zeit kaum noch entstehen, da jede Abtragung Löß in der Umgebung erfassen mußte, solange dieser nicht durch erneute intensive Abspülung entfernt war. Jeder weitere Zyklus konnte also nur noch *Mittellagen* produzieren.

Die genannten Phasen dürften sich mehrfach abgewechselt haben. Jedoch dürfte die jeweils letzte intensive Abspülung Zeugen vorheriger Zyklen zumeist beseitigt haben. In einigen Ausnahmefällen dokumentiert sich diese Mehrphasigkeit in mehrfach übereinander folgenden Basis-/Mittellage-Sequenzen (SEMMELE 1990). Auch die letzte Kaltphase des Spätglazials, die Jüngere Tundrenzzeit, ist ein solcher Subzyklus und hat manchmal eine komplette Schuttdecken-Sequenz hervorgebracht (FRIED 1984).

- Im Spätglazial wurde das Ergebnis vorangegangener Phasen durch die Entstehung der *Hauptlage* oberflächlich überformt. Dabei wurden wohl dünne Schleier der *Mittellage* völlig in die *Hauptlage* eingearbeitet.

### 3 Böden und Schuttdecken

#### 3.1 Bodenhorizonte und Schichtgrenzen

Der auffälligste Zusammenhang zwischen der Schichtigkeit der Substrate und der Entwicklung der Böden ist die Bindung der Bodenhorizonte an die Schichtgrenzen, insbesondere an die Untergrenze der *Hauptlage*. Deshalb fällt vielleicht auch das Erkennen der Schichtigkeit der Böden oft so schwer, da man dazu neigt, solche Grenzen für ausschließlich pedogen zu halten. Dieser Zusammenhang geht wohl darauf zurück, daß sich an Schichtgrenzen zahlreiche Substrateigenschaften wie Lagerung, Dichte, Mineral- und Kornbestand und somit auch die Wasserleitfähigkeit ändern. Dieses Phänomen äußert sich i.d.R. wie folgt (Ausnahmen vgl. ROHDENBURG & MEYER 1968, STAHR 1979): Bei Braunerden ist die Grenze Bv/IIC meist mit der Untergrenze der *Hauptlage* identisch, zumindest ist an dieser Stelle im Profil ein markanter Unterschied in der Intensität des Bv-Horizonts festzustellen. Bei Parabraunerden und Parabraunerde-Pseudogleyen stimmt die Grenze A1/IIBt bzw. A1Sw/IIBtSd mit der Grenze Haupt-/

Mittellage überein (vgl. THIEMEYER 1989). Etwas unklarer ist der Zusammenhang zwischen Schichtung und Horizontierung bei Podsolen. Hier beginnt normalerweise die Anreicherung — Bh- oder Bsh-Horizont — noch in der *Hauptlage*, während der IIBs-Horizont in der liegenden Basislage ausgebildet ist (STAHR 1979: 68). Die *Bodentypen* sind stark durch die Deckschichtenabfolge eines Standorts beeinflusst, wobei der geologische Untergrund von großem, aber nicht immer dominantem Einfluß ist. Vereinfacht ergeben sich folgende Zusammenhänge:

#### 3.2 Böden auf Silikat-Gestein

In Schuttdecken auf sauerem wie basischem Silikatgestein ist die Braunerde besonders verbreitet. Sie tritt immer dann auf, wenn eine *Hauptlage* mit äolischen Komponenten, die auch auf sauerem Gestein eine Podsolierung behindern, über einer dichteren Basislage liegt. Kann man dennoch Podsolierungstendenzen beobachten, so sind dies wohl junge Erscheinungen im Gefolge von Nutzungsänderungen.

Mehrfach wurde argumentiert (z.B. BARGON et al. 1971), daß der Farbumschlag im Bv-Horizont solcher Braunerden nicht eine Folge der Oxidationsverwitterung sei, sondern nur auf die Eigenfarbe der lößlehmhaltigen *Hauptlage* zurückzuführen sei. Allerdings scheint kein klarer Zusammenhang zwischen Braunfärbung und Lößgehalt zu bestehen (FRIED 1984: 73).

Parabraunerde-Braunerden und Braunerden mit Bändern mit einer Ah-A1Bv-IIBtv/IIBbtv-IIIcV-Horizontabfolge kann man finden, wenn die *Hauptlage* eine durchlässige, meist stark sandige Basislage bei nicht zu niedrigem pH (4-6) überlagert. Der gebänderte Typ ist auf gut geschichteten Untergrund beschränkt.

Tiefgründige Podsole und Podsol-Braunerden entwickeln sich, wenn die *Hauptlage* sehr arm an äolischen Komponenten ist oder auf erodierten Standorten. Ranker und typische Pelosole sind meist auf die Basislage oder das anstehende Gestein beschränkt, wenn die *Hauptlage* durch Bodenerosion entfernt worden ist.

#### 3.3 Böden auf Karbonat-Gestein

Die *Hauptlage* wird auf Kalkstein i.d.R. nicht sehr mächtig (<50cm). Da der hohe Karbonatgehalt eine Verbraunung verhindert, treten typischerweise Rendzinen auf. In Kalksteingebieten sind schwer transportierbare und damit langlebige Reste einer älteren Verwitterung sehr häufig. Dieses verlagerte Terra-Material ist häufig bevorzugt in die Basislage inkorporiert. Die Horizontabfolge ist dann meist Ah-IIT-IIIcV oder Ah-AhBv-IIT-IIIcV.

### 3.4 Böden mit Mittellage

Die Böden mit lößhaltiger Mittellage sind demgegenüber vom geologischen Untergrund weitgehend entkoppelt. In diesem Substrat hat sich gewöhnlich eine Parabraunerde, oft sekundär pseudovergleyt, entwickelt. Nur im Kalksteingebiet kann es vorkommen, daß aus Kalkschutt in der Hauptlage Kalk in die Mittellage nachgeliefert wird und die Lessivierung verhindert. Häufig beobachtet man im Hangverlauf einen Wechsel zwischen der Abfolge Hauptlage—Basislage und Hauptlage—Mittellage. Dann wechselt analog eine Braunerde mit einer Parabraunerde ab. Oft wird beschrieben, daß Korngröße, Bodenfarbe und alle übrigen Bodeneigenschaften im Bv-Horizont des einen und im Al-Horizont des anderen Bodens identisch sind. Daraus wird gefolgert, daß Al- und Bt-Horizont dieser Parabraunerden keine genetische Beziehung zueinander aufweisen, da sonst der Al-Horizont gegenüber dem benachbarten Bv-Horizont eine Tonverarmung aufweisen müßte. Dieser Typ der Parabraunerde wird als "Phäno-Parabraunerde" bezeichnet (BARGON et al. 1971). Entweder sind dann alle diese Bt-Horizonte erodierte Relikte einer spätglazialen Pedogenese (z.B. PLASS 1968) oder Bt-Horizonte benötigen nicht unbedingt einen zugehörigen Al-Horizont. KLEBER (1991) diskutiert die Möglichkeit einer lateralen Tonverlagerung im Hangverlauf über einer verdichteten Basislage und argumentiert, daß unter bestimmten Umständen auch bei fehlender Mittellage Lessivierung zumindest in Spuren unterhalb der Hauptlage beobachtet werden kann. Unstreitig ist aber, daß die Bt-Horizonte der Mittellagen sehr stark durch eine Eigendynamik, d.h. Umverlagerung von Ton im Horizont selbst, geprägt sind.

## 5 Schriftenverzeichnis

- ALTERMANN, M. (1990): Zur Petrographie der Lockergesteinsdecken des östlichen Harzes. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 62: 101-104.
- BARGON, E., W. FICKEL, W. PLASS, H. REICHMANN, A. SEMMEL & H. ZAKOSEK (1971): Zur Genese und Nomenklatur braunerde- und parabraunerdeähnlicher Böden in Hessen. - Notizbl. hess. Landesamt Bodenforsch. 99: 361-372.
- FRIED, G. (1984): Gestein, Boden und Relief im Buntsandstein-Odenwald. - Frankfurter Geowiss. Arb. D4; Frankfurt a. Main.
- FRÜHAUF, M. (1990): Neue Befunde zur Lithologie, Gliederung und Genese der periglazialen Lockermaterialdecken im Harz. - Petermanns Geogr. Mitt. 1990: 249-256.
- JUVIGNÉ, E. (1980): Vulkanische Schwerminerale in rezenten Böden Mitteleuropas. - Geol. Rdsch. 69: 982-996.
- KLEBER, A. (1991): Die Gliederung der Schuttdecken am Beispiel einiger oberfränkischer Bodenprofile. - Bayreuther Bodenkdl. Ber. 17: 83-105.
- PLASS, W. (1968): Braunerden und Parabraunerden in Nordhessen. - Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkde. 114: 12-26.
- ROHDENBURG, H. (1966): Eiskeilhorizonte in südniedersächsischen und hessischen Lößprofilen. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 5: 137-170.
- ROHDENBURG, H. (1968): Jungpleistozäne Hangformung in Mitteleuropa - Beiträge zur Kenntnis, Deutung und Bedeutung ihrer räumlichen und zeitlichen Differenzierung. - Göttinger Bodenkdl. Ber. 6: 3-107.
- ROHDENBURG, H. & B. MEYER (1968): Zur Datierung und Bodengeschichte mitteleuropäischer Oberflächenböden (Schwarzerde, Parabraunerde, Kalksteinbraunlehm): Spätglazial oder Holozän? - Göttinger Bodenkdl. Ber. 6: 127-212.
- SCHILLING, W. & H. WIEFEL (1962): Jungpleistozäne Periglazialbildungen und ihre regionale Differenzierung in einigen Teilen Thüringens und des Harzes. - Geologie 11: 428-460.
- SCHÖNHALS, E. (1957): Spätglaziale äolische Ablagerungen in einigen Mittelgebirgen Hessens. - Eiszeitalter u. Gegenwart 8: 5-17.
- SEMMEL, A. (1964): Junge Schuttdecken in hessischen Mittelgebirgen. - Notizbl. hess. Landesamt Bodenforsch. 92: 275-285.
- SEMMEL, A. (1968): Studien über den Verlauf jungpleistozäner Formung in Hessen. - Frankfurter Geogr. H. 45; Frankfurt a. Main.
- SEMMEL, A. (1985): Periglazialmorphologie. - Darmstadt.
- SEMMEL, A. (1990): Periglaziale Formen und Sedimente. - in: LIEDTKE, H. (Hrsg.), Eiszeitforschung: 250-260; Darmstadt.
- SEMMEL, A. & W. PLASS (1965): Spätkaltzeitliche Umlagerungen in Parabraunerde-Profilen. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 4: 33-40.
- STAHR, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. - Freiburger Bodenkdl. Abh. 9; Freiburg im Breisgau.
- THIEMEYER, H. (1989): Holozäne Dellenentwicklung durch Bodenerosion - Beispiele aus Lößgebieten. - Bayreuther Geowiss. Arb. 14: 95-102.

Ausmaß der Bodenentwicklung in Marschböden des  
Deichvorlandes der niedersächsischen Nordseeküste

von

Cornelia Knabke und Luise Giani\*)

Einleitung

Marschböden des Deichvorlandes befinden sich im initialen Stadium ihrer Entwicklung. Die Intensität der Entkalkung ist im allgemeinen so gering, daß sie an der vertikalen Carbonatverteilung gar nicht erkennbar wird. Auch die Ca/Mg-Verhältnisse sind gegenüber den frischen Schlickern nur wenig erweitert.

Allerdings werden Standorte beschrieben, die bereits in dieser frühen Entwicklungsphase entkalkt bzw. kalkarm (<1%) sind (Schroeder und Brümmer, 1969; Brümmer und Schroeder, 1971; Beeftink, 1977).

Entscheidend dafür dürfte das Vorhandensein von relativ alten Böden (Brümmer, pers. Mit.) und die sedimentär bedingten geringen Kalkgehalte in Schleswig-Holstein sein (Brümmer et.al., 1970). Inwiefern dies Besonderheiten von Marschen in den Niederlanden und in Schleswig-Holstein sind oder ob entsprechende Böden auch in Niedersachsen vorkommen, ist bisher nicht bekannt und deshalb Gegenstand dieser Untersuchung.

Untersuchungsgebiete

Es wurden 5 Böden ausgewählt, die aufgrund ihrer besonders hohen Lage über NN oder ihrer Sedimentbeschaffenheit erwarten ließen, daß sie die für das Deichvorland der niedersächsischen Küste am weitesten fortgeschrittene Bodenentwicklung aufweisen. Profil 1 wurde im Buscher-Heller aufgenommen, der mit 2,2 m über NN zu den höchstgelegenen Bereichen der Leybucht gehört. Profil 2 entstammt dem Finken-Heller, der mit 2,6 m über NN zu den höchstgelegenen nordwestlichen Außendeichsflächen Niedersachsens zu zählen ist. Profil 3 liegt 2,3 m über NN in den höchstgelegenen Bereichen des an der nördlichen Außenküste gelegenen Elisabeth-Außengrodens.

\*) Abt. Bodenkunde, Fachbereich Biologie, Universität Oldenburg, D-2900 Oldenburg

In einem mit 2,2 m über NN der höchstgelegenen Gebiete des westlichen Jadebusens liegt das Profil 4. Profil 5 wurde im südöstlichen Jadebusen im Einflußbereich des Sehestedter Außendeichmoores aufgenommen. Es wurde nicht aufgrund seiner Höhenlage ausgewählt, sondern weil sich dieser Standort durch seine besondere Sedimentbeschaffenheit und eine intensive Schwefelmetabolik auszeichnet.

Ergebnisse

Tab. 1: Vertikale Carbonatverteilung, Ca/Mg-Verhältnis, instabile Carbonate und Ton/Carbonat-Verhältnis der Bodenprofile 1 - 5

Standort Prob. Nr	Horiz.	Tiefe cm	Carbonat %	Ca/Mg Verh.	instabile Carbonate%	Ton/Carbo- nat Verh.
1.1	Ah	0-18	1,6	2,3	0	11,4
1.2	Ah/Go	18-30	0,7	1,9	0	25,3
1.3	Go	30-42	4,9	2,6	9	2,6
1.4	Go	42-67	2,9	2,3	0	3,6
1.5	Gor	67-97	5,1	1,9	12	2,4
1.6	Gr	ab 97	4,4	1,7	1	3,9
2.1	Ah	0-18	3,4	5,0	3	2,6
2.2	Go	18-38	1,0	2,8	0	5,5
2.3	Go	38-53	2,7	2,2	22	5,3
2.4	Go	53-78	3,1	2,2	27	6,5
2.5	Gor	78-103	0,6	2,0	9	14,3
2.6	G(o)r	ab 103	3,3	1,8	30	4,7
3.1	Ah	0-10	6,2	4,1	0	10,4
3.2	Go	10-20	3,5	2,3	23	6,1
3.3	Gor	20-30	0	1,3	0	0
3.4	Gor	30-50	6,9	1,7	5	8,4
3.5	Gor	50-70	8,3	1,4	22	6,2
3.6	Gor	70-100	8,8	1,2	18	2,0
3.7	Gr	ab 100	6,1	1,4	0	4,4
4.1	Ah	0-15	5,7	2,0	0	10,1
4.2	Go(r)	15-33	4,1	1,4	4	15,1
4.3	Gor	33-57	6,3	1,2	24	9,8
4.4	Gr	ab 57	6,2	1,2	20	9,4
5.1	Gr	ab 0,5	4,6	1,9	19	10,9

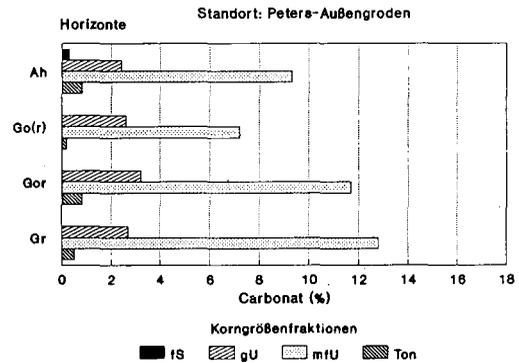
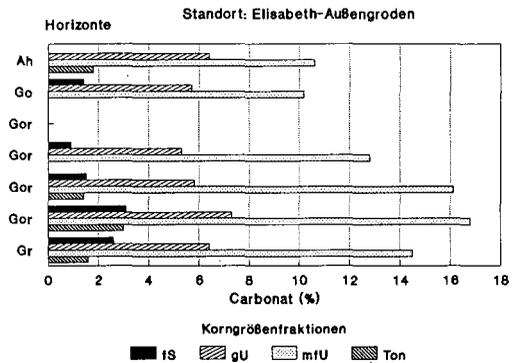
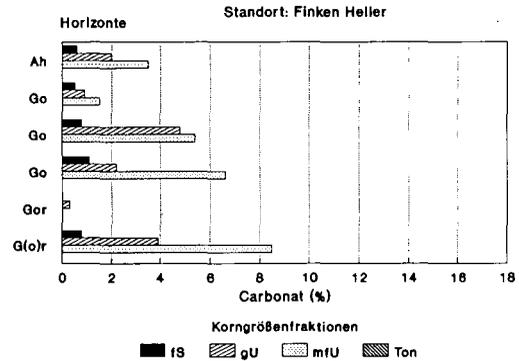
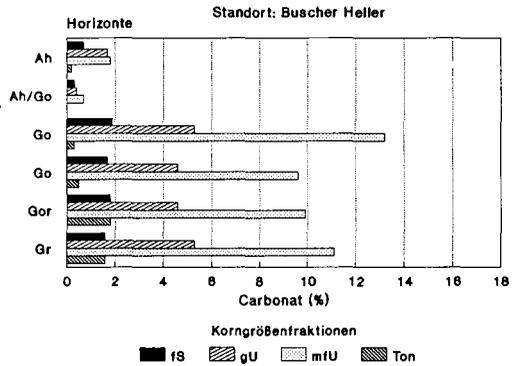


Abb. 1: Vertikale Carbonatverteilung in den einzelnen Korngrößenfraktionen der Bodenprofile 1 bis 4

## Zusammenfassung

In allen untersuchten Böden sind bereits Entkalkungsmerkmale vorhanden, die besonders durch die vertikale Carbonatverteilung in den einzelnen Korngrößenfraktionen deutlich wird. Die Entkalkung ist nur in einem Boden so weit fortgeschritten, daß sie deutlich aus der vertikalen Gesamtcarbonatverteilung hervorgeht. Die vertikale Verteilung instabiler Carbonate zeigt in allen Böden wesentlich geringere Anteile im Ober- als im Unterboden und somit deutliche Entkalkungserscheinungen. In keinem untersuchten Boden sind die Entkalkungsprozesse so weit vorangeschritten, daß absolut kalkfreie Oberböden auftreten.

Die Ca/Mg-Verhältnisse der untersuchten Böden sind jeweils weiter als 1 im Oberboden, erreichen sogar Werte bis 5 und zeigen somit eine im Vergleich zu anderen Böden des Deichvorlandes, mit Ca/Mg-Verhältnissen um 1, eine weitergehende Bodenentwicklung. Dabei zeigt das in einem Fall gemessene Ca/Mg-Verhältnis von 2,3 bei gleichzeitig festgestellten erheblichen Entkalkungsmerkmalen (Carbonatgehalt um 1 %), daß bereits im Deichvorland eine Verengung des Ca/Mg-Verhältnisses eintreten kann.

## Literatur

- Beeftink, W.G. (1977): In: ecosystems of the world - wet coastal ecosystems, (V.J. Chapman, Ed.), Elsevier, Amsterdam.
- Brümmer, G.; A.J. de Groot & K.H. Zschuppe (1970): Mitteilungen Dtsch. Bodenk. Ges., 10, 306-307.
- Brümmer, G. & D. Schroeder (1971): Mitteilungen Dtsch. Bodenk. Ges., 13, 22-33.
- Schroeder, D. & G. Brümmer (1969): Zeitschrift Pflanzenernährung, Bodenkunde, 122, 228-249.

Terrestrische organische Bodenbildungen  
auf Fels- und Skelettsubstraten  
(O-C-Böden)

von

KREUTZER, K.<sup>1</sup> und W. GROTTENTHALER <sup>2</sup>

**Einleitung**

Die Intensivierung bodenkundlicher Arbeiten im Alpenraum zeigte, daß eine Einordnung von Fels- und Skelettböden nach der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland bisher nur unbefriedigend geregelt ist. Das gilt besonders für Böden ohne pedogen verändertem Mineralbodenhorizont (O-C-Böden). Auf diese Lücke hatte bereits BOCHTER (1984) hingewiesen und Vorschläge formuliert. Seine Überlegungen fußten auf der Idee, den Bodentyp aus der Kombination von Humustyp und Mineralbodentyp abzuleiten. Aus dieser Vorgehensweise resultierte ein Vorschlag für eine weitgehende Neuordnung der morphogenetischen Systematik.

Im Gegensatz dazu ist die nachfolgend vorgestellte Lösung bestrebt, die O-C-Böden in die bestehende Systematik einzubinden. Mehrmalige Diskussionen im Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft führten am 3.4.1990 zum Beschluß, die O-C-Böden als neue Klasse den Terrestrischen Rohböden (= Ai-C-Böden) voranzustellen.

**Substrate**

In Anlehnung an die substratbezogene Typengliederung in der Klasse der Terrestrischen Rohböden werden auch die O-C-Böden nach Fest- und Lockergestein differenziert. Den typologischen Unterscheidungen werden folgende Substratformen zugrunde gelegt.

**F e l s s u b s t r a t e**

- Fels, ungeklüftet oder mit geschlossenen Trennflächen.
- Fels mit offenen Trennflächen (Großklüften, Schichtfugen) oder Karstspalten; Kluftbreite bis ca. 1 m. Nicht gemeint sind flach eingreifende Taschen, d. h. Eintiefungen in die Felsoberfläche, die breiter als tief sind.

---

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, Universität München,  
Amalienstraße 52, D-8000 München 40

<sup>2</sup> Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstraße 128,  
D-8000 München 40

Analog zu den Ai-C-Böden werden Lockerschuttdecken bzw. Gesteinsauflockerungszonen toleriert, wenn ihre Mächtigkeit 3 dm nicht überschreitet.

### **S k e l e t t s u b s t r a t e**

O-C-Böden auf Skelettsubstraten sind nach allen vorliegenden Beobachtungen an Grobgrus-, Stein- und Blockakkumulationen gebunden. Diese Grobskelettsubstrate nehmen unter den Skelettsubstraten eine Sonderstellung ein. Sie sind arm an Feinskelett (2 - 20 mm  $\emptyset$ ) und Feinboden ( $\leq 2$  mm  $\emptyset$ ) und meist relativ gleichkörnig. Zwischen den Grobkomponenten ( $> 20$  mm  $\emptyset$ ) verbleiben deshalb größere Intergranularräume. Die Komponenten stützen sich gegenseitig und bilden ein selbsttragendes Gerüst.

Ergänzend zur Definition des Skelettbodens (siehe ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE 1982: 89) werden Grobskelettsubstrate wie folgt definiert:

> 60 Vol.-% des Gesamtbodens sind mineralische Bestandteile von > 2 mm  $\emptyset$  und > 50 Vol.-% davon gehören zu den Korngrößenklassen > 20 mm  $\emptyset$ .

### **Pedogene Matrix**

Bei den O-C-Böden besteht die pedogene Matrix aus dem Material terrestrischer Humusformen, d. h.  $\geq 30$  Gew.-% sind organische Substanz, < 70 Gew.-% Mineralboden  $\leq 2$  mm  $\emptyset$  (Definition vgl. BABEL et al. 1980: 565). Sie kann auftreten:

- als Auflagehumus
- als Kluft- und Spaltenfüllung im festen Fels
- als Zwischenmittel von Grobskelettsubstraten.

Das O-Material kann in situ gebildet sein. Häufig besteht es zu einem hohen Prozentsatz aus umgelagertem, in Hohlräume eingeschwemmtem Humus, denn Klüfte, Felsspalten und Blockanhäufungen bilden ausgesprochene Sedimentfallen.

### **Horizonte**

Das räumliche Ineinandergreifen von pedogener Matrix und von  $\pm$  unverwittertem Fels bzw. Grobskelett wird durch Aneinanderreihung der Einzelsymbole mit "+"-Zeichen zum Ausdruck gebracht (vgl. Abb. 1), denn es handelt sich nicht um Übergangshorizonte im Sinne der Anwendungsregeln für Horizontsymbole, wie sie bei MÜCKENHAUSEN (1977: 43) und im Bd. 44 der Mitteilungen der DBG festgelegt sind.

### **Klassifikation**

In der Abteilung der Terrestrischen Böden wird eine neue Klasse mit den Typen Felshumusboden und Skeletthumusboden eingeführt (siehe Abb. 1).

Klasse

O - C - Böden

Typen

Felshumusboden

Skeletthumusboden

Subtypen

Normaltyp:

Typischer Felshumusboden

Abweichung:

Kluftthumusboden

Übergangstyp:

Skeletthumusboden -  
Kluftthumusboden

Normaltyp:

Typischer Skeletthumusboden

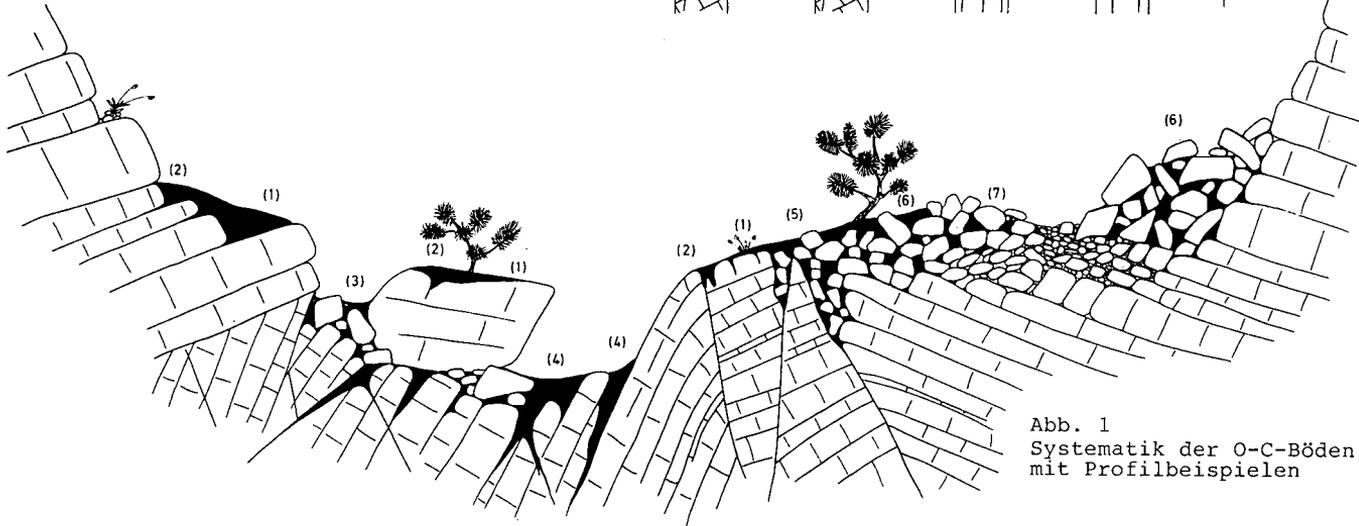
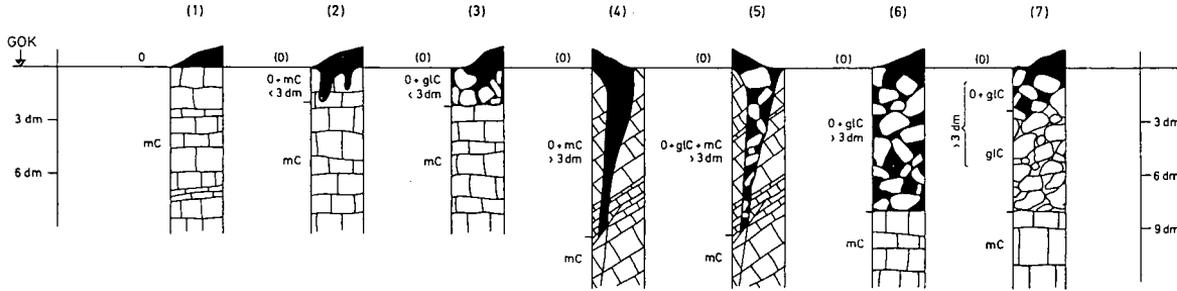


Abb. 1  
Systematik der O-C-Böden  
mit Profilbeispielen

Für die O-Horizonte wird keine Mindestmächtigkeit gefordert, denn auch die geringste Humusaufgabe über Fels oder Grobskelett wird als Boden betrachtet, wenn das Wachstum höherer Pflanzen gegeben ist.

Wie aus Abb. 1 hervorgeht, wird auf der Ebene der Subtypen des Felshumusbodens der Klufthumusboden als Abweichung vom Normaltyp definiert. Klüfte und Karstspalten verlaufen selten senkrecht. Deshalb ist zur räumlichen Erfassung der Gesamtsituation ein hinreichend großer Ausschnitt als Pedon zu betrachten.

Klufthumusböden, deren O-Material mit Grobskelett durchsetzt ist, werden als Übergangs-Subtypen angesehen und als Skelett-humusboden-Klufthumusboden (kürzer: Skelett-Klufthumusboden) bezeichnet.

Beim Skeletthumusboden wird der Intergranularraum ganz oder nur im oberen Bereich von Humus ausgefüllt. Auch ± steinfreie Humusaufgaben über Grobskelettsubstraten kommen vor.

Humusform und Humusqualität sollten wegen ihrer nutzungsspezifischen Veränderbarkeit auf einer niedrigen systematischen Ebene, z. B. im Niveau der Varietät, in die Klassifizierung von O-C-Böden eingehen.

### Literatur

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 3. Auflage, 331 S., Hannover.

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland, Kurzfassung.- Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges., 44, 1 - 90, Göttingen.

BABEL, U., KREUTZER, K., ZEJSCHWITZ, E. v. & ZÖTTL, H. W. (1980): Definitionen zur Humusmorphologie von Waldböden.- Z. Pflanzenernährung u. Bodenkde., 143: 564 - 568, Weinheim (Verlag Chemie).

BOCHTER, R. (1984): Böden naturnaher Bergwaldstandorte auf carbonatreichen Substraten.- Forschungsberichte, 6: 212 S., Berchtesgaden (Nationalparkverwaltung).

MÜCKENHAUSEN, E. (1977): Entstehung und Systematik der Böden in der Bundesrepublik Deutschland.- 2. Auflage, 300 S., Frankfurt a. M. (DLV).

## Verteilung unterschiedlicher technogener Bodensubstrate in Essener Stadtböden

von  
Meuser, H.\*)

### Einleitung

Seit 1990 werden in Essen im Bereich der bestehenden und geplanten, noch auf ruderalen Standorten befindlichen Kleingärten, Spiel- und Grünanlagen systematische Bodenuntersuchungen durchgeführt, deren Inhalt sich aus Stadtbodenkartierung und Schadstoffanalytik zusammensetzt.

Der Text informiert über die methodische Vorgehensweise der Untersuchungen und führt Ergebnisse der Feldaufnahmen auf.

### Methodik der Feldaufnahmen (Kartierung)

Im Bereich städtischer Freiflächen mit ihrer großen Heterogenität von Profilabfolge und Oberflächengestaltung wurden Kartierung und Probennahme nach dem konzeptionellen Ansatz der sich an der Oberflächengestaltung orientierenden Bodennutzungstypen durchgeführt (PIETSCH und KAMIETH 1991). Die Kartierung fand auf der Grundlage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) und der Stadtbodenkartieranleitung (AK STADTBÖDEN 1989) statt.

Aufgenommen wurden die Parameter Tiefe der pedogen oder technogen geprägten Horizonte (in cm), Vefestigungsgrad, auffällige Gerüche, Bodenart, Bodenfarbe (nach Munsell-Farbtafeln), Carbonat- und Sulfidgehalt (nach DIN 19682-T13) und Anteil technogen-organischer Substanz. Besonderes Gewicht wurde auf die genaue Auflistung aller vorhandenen natürlichen und technogenen Beimengungen gelegt. Zur Diagnose der Substrate standen Muster zur Verfügung.

### Ergebnisse

#### Prozentuale Substratverteilung (Abb. 1)

Insgesamt wurden 626 horizontbezogene Bodenproben von 63 über das gesamte Stadtgebiet von Essen verteilten Spielplätzen, Grünanlagen und Ruderalflächen nach Substratzusammensetzung und -merkmalen ausgewertet.

42 % der Proben enthielten keine technogenen Beimengungen und bestanden ausschließlich aus natürlichen Lockersedimenten (**LÖß, Sandlöß, Sand**). Dominierender Bestandteil der Proben mit technogenen Substraten waren verschiedene Komponenten des Bauschutts, vor allem **Ziegel** (40 %), **Mörtel** (30 %) und **Beton** (11%). Ein hoher Anteil der Proben enthielt **Rost- und Kesselaschen** des Steinkohlenkraftwerksbetriebs (16 %) und **kohlehaltiges Material** wie Anthrazit-, Gas- und Fettkohlenstücke, Kohlengrus und Kohlenstaub (12 %). Neben den technogenen Substraten errangen umlagerte, allochthone **Festgesteine** mit 12 % Bedeutung.

\*) Stadt Essen, Chemisches Untersuchungsamt, Lichtstr. 3, 4300 Essen

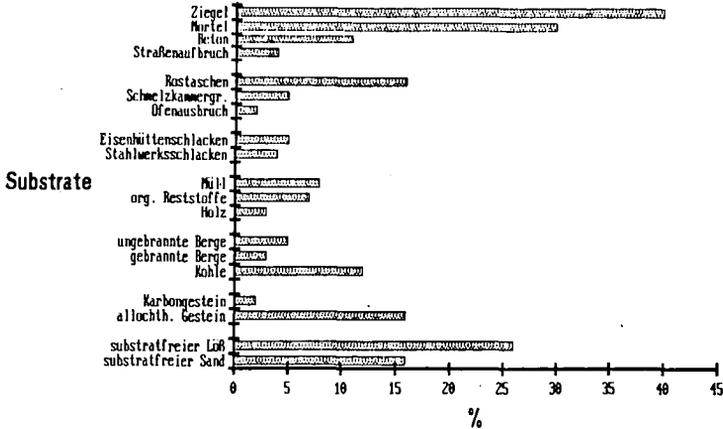


Abb. 1: Quantitative Substratzusammensetzung (%) von 626 horizontbezogenen Bodenproben bis 100 cm Tiefe in 63 städtischen Spielplätzen, Grünanlagen und Ruderalflächen

Nutzungstypenspezifische Substratverteilung (Tab. 1)

Bei differenzierter Betrachtung lassen sich zwischen den einzelnen Bodennutzungstypen und zwischen Oberboden und Unterboden erhebliche Unterschiede feststellen.

Ziegel treten in allen vegetationsfreien Bereichen häufiger auf und konnten in mehr als der Hälfte aller Sandbereiche (unterhalb der Sandauflage 57 %) und wassergebundenen Decken (als Auflage 56%) nachgewiesen werden. Die Aussagen lassen sich tendenziell auf die Komponentengruppe Mörtel übertragen. Größere Anteile von Beton und Mauerwerk lassen sich nur in den Unterböden der einzelnen Nutzungsbereiche, im Tragschichtbereich von befestigten Wegen (26%) und in wassergebundenen Decken (11 %) nachweisen. Rost- und Kesselaschen befanden sich insbesondere in den Unterböden bei tendenzieller Zunahme mit der Tiefe. Nur im Bereich der Oberböden von wassergebundenen Decken ließen sich hohe Anteile von Schmelzkammergranulaten (14 %) nachweisen. Die montanindustriell geprägten Schlacken zeigten im Bereich des Unterbaus von Sandbereichen (11 %) und im Tragschichtbereich befestigter Wege (19 %) Anteile über 10 %. Hohe Müllanteile wurden im Gegensatz zu den anderen Nutzungstypen in den Profilen von Rabatten (der Grünanlagen) und von Ruderalflächen nachgewiesen. Bergematerial zeigte häufiges Vorkommen nur in den Unterböden großer Rasenflächen (15 %) und in Form gebrannter Berge als Belag von wassergebundenen Decken (11 %), während Kohlebestandteile in Unterböden mehrerer Nutzungstypen Anteile > 10 % aufwiesen. Allochthones Festgestein, vor allem Kalkstein, hatte großen prozentualen Anteil an den Oberflächen wassergebundener Decken (42%); Anteile über 10 % fanden sich jedoch auch in fast allen anderen ausgewerteten Beispielen. Mit 30 % (Rabatten) bzw. 31 % (Ruderalflächen) hoben sich die Oberböden dieser beiden Nutzungstypen im Falle organischer Reststoffe von allen anderen ab. Holz trat in Unterböden der Rabatten (als Grobwurzeln) in 11 % aller Proben auf. Proben aus Lößlehm ohne Beimengungen waren nur im vegetationsfreien Umfeld (Sandbereiche, befestigte Wege und wassergebundene Decken) eine Ausnahme, hatten jedoch im allgemeinen bei tendenzieller Zunahme mit der Tiefe Anteile

zwischen 20 und 46 %. Sand ohne Beimengungen wurde mit 35 % in Profilen des Wegebau (Tragschicht) und mit 96 % in der Auflage von Sandkästen nachgewiesen.

Tab.1 : Anzahl der Proben (%) mit Beimengungen in Ober- und Unterböden von sechs Bodennutzungstypen (Berücksichtigung nur bei > 10 %, n = 626)

O = Oberboden, U = Unterboden

	Rabat- ten		Sandbe- reiche		Wege		Rasen		Bolz- plätze		Ruderal- flächen		Σ
	O	U	O	U	O	U	O	U	O	U	O	U	
Ziegel	33	41	..	57	39	50	46	43	56	44	32	45	40
Mörtel, Kalk	27	51	..	56	16	35	19	24	56	53	21	29	30
Beton	..	11	..	16	26	12	..	15	11	16	..	15	11
Straßen- aufbruch	..	..	..	..	23	..	..	..	..	..	..	..	4
Rostasche	..	24	..	19	13	15	12	19	19	38	19	17	16
Schmelzkammer- granulat	..	..	..	..	..	..	..	..	14	..	..	..	5
Ofenaus- bruch	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	2
Eisenhütten- schlacken..	..	..	..	11	19	..	..	..	..	..	..	..	5
Stahlwerks- schlacken..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	4
anorgan. Müll	18	19	..	..	..	..	..	..	..	..	21	11	8
organische Stoffe	30	..	..	..	..	..	..	..	..	..	31	..	7
Holz	..	11	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	3
Schacht- berge	..	..	..	..	..	..	..	15	..	..	..	..	5
gebrannte Berge	..	..	..	..	..	..	..	..	11	..	..	..	3
Kohle	..	..	..	16	..	27	14	24	..	25	..	11	12
allochth. Gestein	13	16	..	24	23	23	11	20	42	12	14	..	16
Karbone- stein	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	..	2
LÖS, Sand- löS	20	38	..	35	..	46	28	30	..	28	43	30	26
Sand	..	..	96	..	35	..	..	..	11	..	..	14	16

### Interpretation der Ergebnisse

Wie Vergleiche mit anderen Großstädten zeigen (BLUME 1985) nehmen die verschiedenen Komponenten des Siedlungsbauschnitts (Ziegel, Mörtel, Kalk, Putz, Gips, Beton, Stahlbeton, Mauerwerk, Fundamente und Bausteine) in den Stadtbodenprofilen der Stadt Essen, die zu

35 % im 2. Weltkrieg zerstört wurde, den Hauptgemengeanteil der technogenen Substrate ein. Die Böden von Essen als Standort im bergbaulich und montanindustriell geprägten Ruhrgebiet weisen in hohem Maße regionspezifische Substrate auf, vor allem **ROST- und Kesselaschen der Steinkohlenkraftwerke und Kohle**, aber auch andere regionaltypische Substrate wie **Schlacken und Bergematerial**. Der hohe Anteil **allochthonen Festgesteins** (z.B. Kalkstein, Basalt) weist auf Massenumlagerung im Rahmen von Baumaßnahmen hin. Die Einzelergebnisse lassen sich wie folgt erklären:

- **ZIEGEL** tritt zwar in nahezu allen Nutzungstypen häufig auf, wird aber als dränfähige Unterlage im Sandkastenbau und als Ziegelbruch zur Gestaltung von wassergebundenen Decken gezielt verwendet, so daß in diesen Bereichen die höchsten Prozentanteile ermittelt wurden. Der hohe **MÖRTELANTEIL** dokumentiert, daß Ziegel und Mörtel gemeinsam in Böden auftreten und es sich folglich um Siedlungsbauschutt und nicht um Reststoffe von Ziegeleien handelt.
- **BETON und MAUERWERK** zeigen größere Anteile im Unterboden, da bei den Bohrungen überschüttete Fundamente (Rabatten, Rasen, Ruderalflächen) oder betonierte Unterbauten im Wege- und Plätzebereich beprobt wurden.
- Da Grünanlagen die oberflächennahe Verkipfung von **ROST- und KESSELASCHEN** nicht erlauben, nimmt der Anteil dieser Substrate erst im Unterboden zu. Die nicht gestalteten Ruderalflächen mit gleich hohen Aschenanteilen in Ober- und Unterboden unterstützen diese Aussage.
- **SCHMELZKAMMERGRANULAT** wird vom Winterdienst eingesetzt und findet sich vor allem in Oberböden von wassergebundenen Decken, die nach Tauperioden im Gegensatz zu den befestigten Wegebereichen von der Stadtreinigung nicht wieder gesäubert werden können.
- In Analogie zu den hohen Ziegelanteilen läßt sich das relativ häufige Auftreten von **EISENHÖTTENSCHLACKEN** unterhalb der Sandkästen und im Tragschichtbereich von befestigten Wegen in erster Linie auf Baumaßnahmen zurückführen.
- Symptomatisch für die soziologisch determinierte Großstadtsituation ist das Auffinden von anorganischen **MÜLLBESTANDTEILEN** in den Oberböden der Rabatten von Grünanlagen und auf ruderalen Standorten (illegale Müllbeseitigung).
- Das verstärkte Vorkommen von **BERGEMATERIAL** in den Unterböden von Parkrasen- und Wiesenflächen läßt sich mit seinem Einsatz zur Modellierung größerer Flächen (Landschaftsrasen) erklären. **GERANNTES BERGEMATERIAL** wird wie Ziegelbruch zum Bau von wassergebundenen Decken verwendet, so daß nur für diesen Nutzungstyp hohe Prozentanteile vorgefunden wurden.
- Die **KOHLE** muß in Essener Stadtböden als ubiquitär vorhanden eingestuft werden, eine Folge der historisch ableitbaren Industrialisierung mit Schwerpunktausrichtung im Bergbau.
- Grünflächenpflege (z.B. Kompostdüngung) und phytogene Prozesse (z.B. Laubfall) induzieren das Hervortreten der Oberböden von Rabatten und Ruderalflächen im Bereich der **ORGANISCHEN RESTSTOFFE**.
- Horizonte ohne Beimengungen (**LOSS, SANDLOSS**) wurden bei allen Nutzungstypen im Unterboden vorgefunden; oft handelte es sich um nicht umlagerte, geogen geprägte Unterböden mit Lessivierungs- und Pseudovergleyungsmerkmalen. Reine **SANDHORIZONTE** fanden sich in Sandkästen und im Tragschichtbereich von Wegen.

UNTERSUCHUNGEN ZUM BODENKUNDLICHEN INFORMATIONSGEHALT FORSTLICHER  
STANDORTKARTEN

Moers, Cornelia +), E. Gehrt \*\*)

Neben der Bodenschätzung bietet die forstliche Standortkarte (Erhebungsdichte: ca. 100 m Bohrraster) eine hochauflösende Information zu bodenrelevanten Parametern wie Bodenartenschichtung, Wasserhaushalt u.a.m. Im Rahmen des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) hat die Standortkarte damit eine wesentliche Bedeutung für die Konzeptkarte (Maßstab 1:5000) der bodenkundlichen Landesaufnahme.

Untersucht wurden der bodenkundliche Informationsgehalt forstlicher Standortkarten einer Muschelkalkhochfläche und einer Buntsandsteinerhebung im Raum Bad Gandersheim (Süd-niedersachsen).

Die Ergebnisse beruhen auf einer bodenkundlichen Kartierung, einer geostatistischen Auswertung zur Variabilität der Lößmächtigkeit und einer detaillierten Reliefanalyse.

Für die Reliefanalyse wurden in beiden Untersuchungsgebieten Flächentypen nach Hangneigung und Horizontalwölbung definiert und in einer Karte dargestellt (MOERS 1991).

Zwischen der Lößmächtigkeit und Bodenentwicklung läßt sich ein charakteristischer Zusammenhang beobachten, der in den beiden Abbildungen schematisiert dargestellt ist. Aus der Verteilung der Lößmächtigkeiten in den Testgebieten läßt sich damit indirekt eine Beschreibung der Bodenformenverteilung bzw. Bodengesellschaften ableiten.

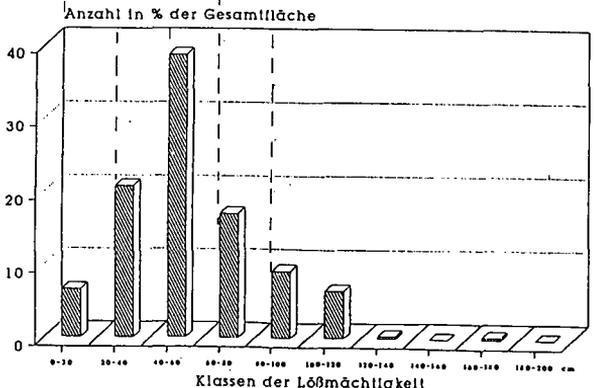
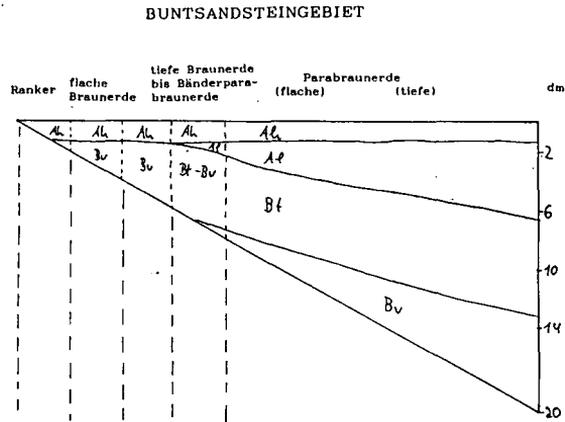
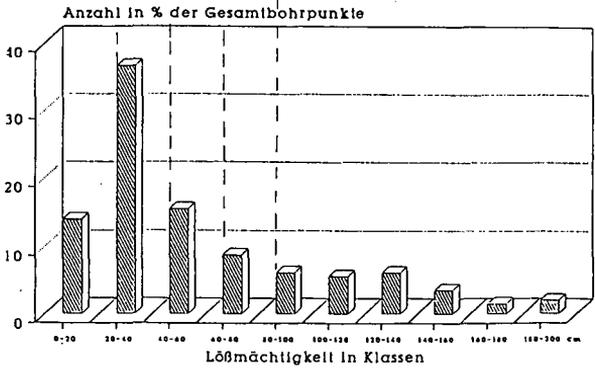
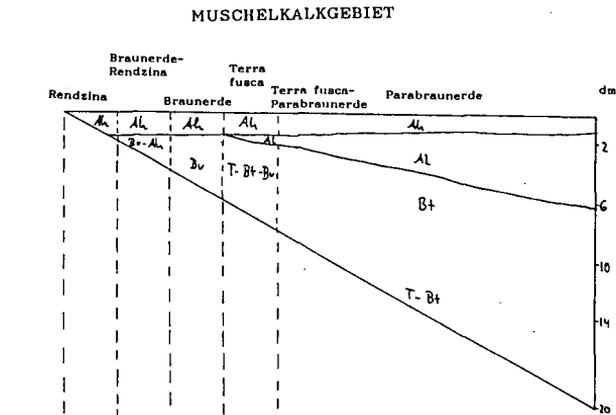
Mit Hilfe der Variogrammanalyse wurde die in Bohrungen der Standortkartierung punktuell gemessene Lößmächtigkeit hinsichtlich ihrer räumlichen Struktur untersucht. Die hier exemplarisch dargestellten Semivariogramme sind in der Suchrichtung angelegt, in welcher zwischen der Lößmächtigkeit und der Distanz die größte Abhängigkeit besteht. Dies ist im **Muschelkalkgebiet** von Süden nach Norden, im **Buntsandsteingebiet** in westöstlicher Richtung gegeben.

---

+) Univ. Göttingen, Geogr. Inst.

++) NLFb, Stilleweg 2, 3000 Hannover

Abb. 1: Schematisierte Bodenentwicklung in Abhängigkeit von der Lössauflage und Verteilung der Lössmächtigkeit



Für das **Muschelkalkgebiet** zeigt das Semivariogramm eine Reichweite der Daten von ca. 400 bzw. 600 Metern. D.h. in diesem Bereich ist die Verteilung der Lößmächtigkeit räumlich abhängig.

Die Nuggetvarianz (hier: Semivarianz unterhalb 100 m) ist relativ niedrig (ca. 30% der Varianz). Interpolationen zwischen den Punktdaten sind zulässig. Die Bohrdichte der forstlichen Standortkartierung ist für eine Absicherung der Bodengrenzen ausreichend.

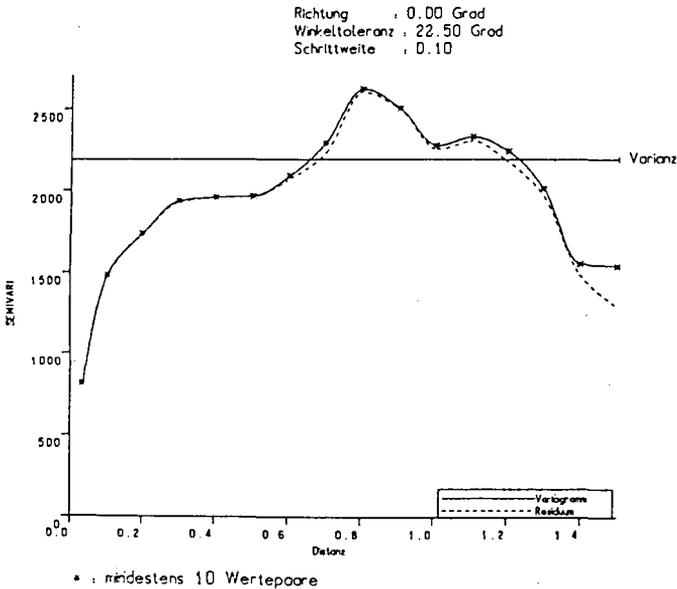


Abb.2: Semivariogramm Muschelkalkgebiet

Die Variogramme der Daten aus dem **Buntsandsteingebiet** sind durch hohe Nuggetvarianzen charakterisiert (ca. 70% der Semivarianz). Eine räumliche Abhängigkeit ist nur in dem hier abgebildeten Variogramm erkennbar. Die Interpolation zwischen den Punktdaten ist nicht abgesichert. Bei den Kartierarbeiten bestätigte sich, daß die Bodengrenzen mit einem 100 m Bohrraster nicht ausreichend erfaßt werden konnten.

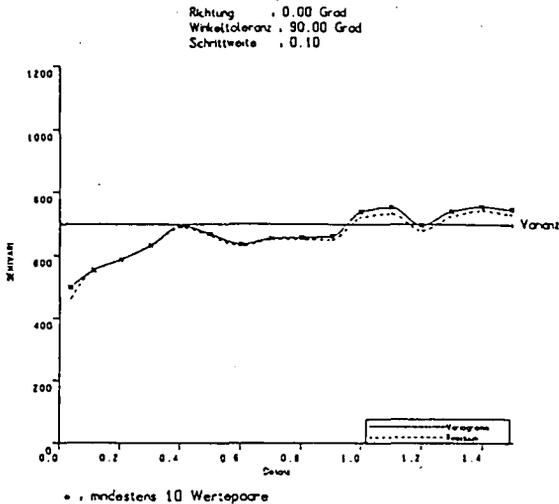


Abb.3: Semivariogramm Buntsandsteingebiet

Setzt man die punktuell gemessene Lößmächtigkeit (Bohrungen) in Bezug zu den ausgewiesenen Reliefeinheiten, ist eine Abhängigkeit zwischen Lößbedeckung und Relief erkennbar. Es besteht damit die Möglichkeit, Bodengrenzen zu finden, die der kleinräumig wechselnden Lößverteilung im Buntsandsteingebiet gerecht werden.

Für die Anwendung im NIBIS ergibt sich, daß neben einer Homogenisierung und Interpretation der Profilbeschreibung der Standortkartierung (Inhaltsdaten) eine Bewertung der Arealabgrenzung (Flächendaten) notwendig ist. Für eine hochauflösende Konzeptkarte im Maßstab 1:5000 ist die forstliche Standortkarte unterschiedlich zu beurteilen. Im **Muschelkalkgebiet** sind Bodenareale anhand der interpolierten Grenzen der Standortkartierung gut beschrieben. Im **Buntsandsteingebiet** ergibt die Kombination der Reliefeinheiten und der Forstbohrdaten eine Optimierung der Grenzfindung.

Literatur:

MOERS, C. 1991: Geomorphologische und forstliche Basisdaten als Grundlage für eine bodenkundliche Datailkartierung am Beispiel des Kühlers und des Appenröder Berges (westl. Harzvorland); Diplomarbeit Geogr. Inst. Univ. Göttingen.

OELKERS, K.-H. u. LÜDERS, R. 1983: Zur Methodik bei der Erarbeitung bodenkundlicher Kartenwerke. in: Geowissenschaftliche Kartenwerke als Grundlage einer Erfassung des Naturraumpotentials. Tagungsband S.43-55, Hrsg.: Barsch u. Richter, Trier.

**Bodenversauerung und Vegetationsveränderungen in Waldstandorten der Westfälischen Bucht -  
Indikatoren einer zunehmenden Immissionsbelastung?**

von

Neite, H. <sup>+</sup> und U. Pahlke <sup>++</sup>

**Einleitung**

Der Eintrag von Säuren und Säurebildnern hat in den letzten Jahrzehnten zu einer Versauerung von Waldböden geführt. Dies konnte von zahlreichen Autoren in verschiedenen Waldböden Mittel- und Nordeuropas anhand signifikanter Veränderungen qualitativer und quantitativer Säureparameter nachgewiesen werden (vgl. zusammenfassende Darstellung in PAHLKE 1991).

Übereinstimmend wird von mehreren Autoren bei Vergleichsuntersuchungen der Artenzusammensetzung von Wäldern auf basenreichen Standorten ein drastischer Artenrückgang beobachtet (ROST-SIEBERT 1988, NEITE & PAHLKE 1991). In ihrem Vorkommen sind vor allem anspruchsvolle Arten zurückgegangen, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf besseren Humusformen (F-Mull) haben.

In der vorliegenden Untersuchung werden Veränderungen des chemischen Bodenzustands und des Artenspektrums der Waldbodenpflanzen in Waldstandorten der Westfälischen Bucht dargestellt. Es wird überprüft, ob sie als Indikatoren der Immissionsbelastung des Untersuchungsgebietes interpretiert werden können.

**Methoden**

Das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen (GLA NW) führt seit mehr als 30 Jahren Bodenkartierungen und systematische Bodenuntersuchungen durch. Im Zuge dieser Arbeiten wurden in der Westfälischen Bucht zwischen 1959 und 1961 zahlreiche Waldbodenprofile angelegt und horizontweise beprobt. Für die Standortbeschreibung wurden neben chemischen und physikalischen Bodenanalysen auch Vegetationsaufnahmen nach der Methode Braun-Blanquet erstellt.

Mit einer Wiederholungsbeprobung im Jahre 1981 wurde der Grundstein einer bodenchemischen Zeitreihenuntersuchung gelegt. Sie wurde 1988 durch eine dritte Probenahme und durch

---

<sup>+</sup>) Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, Abt. Geobotanik, W-4000 Düsseldorf (neue Anschrift: Bodenschutzzentrum des Landes NRW, Essener Str. 57, W-4200 Oberhausen)

<sup>++</sup>) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Str. 195, W-4150 Krefeld

Entnahmejahrgänge wurde in der Bodenprobenbank des GLA NW archiviert, so daß hier aktuelle, uneingeschränkt vergleichbare Analysemethoden eingesetzt werden konnten.

Die Konzeption und sämtliche Geländearbeiten zu dieser Untersuchung gehen auf Geologiedirektor Hartmut Butzke vom GLA NW zurück, der im Dezember 1988 verstorben ist.

### Ergebnisse

Bei einem nahezu äquivalenten Anstieg der  $H^+$ -Ionenkonzentration sind in Oberbodenhorizonten der untersuchten Waldböden mit hohen Ausgangs-pH-Werten seit 1960 Absenkungsbeträge von bis zu 3 pH-Einheiten aufgetreten. Häufigkeitsverteilungen der pH-Werte belegen die extreme Oberbodenversauerung (Abb. 1).

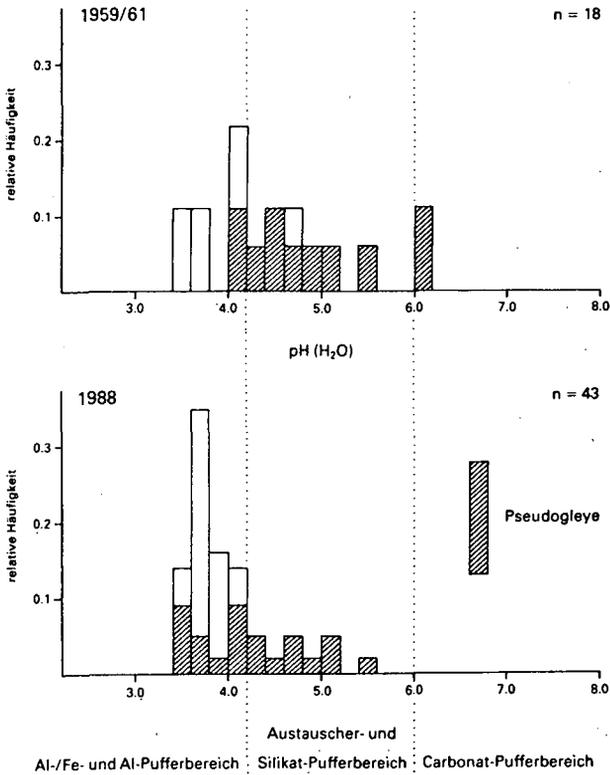


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der pH(H<sub>2</sub>O)-Werte in den Ah-Horizonten der untersuchten Waldböden aus den Jahren 1959/61 und 1988.

Im Zuge der Säurepufferung werden Kationenbasen, vor allem Calcium und Magnesium, ausgewaschen. Als übergreifende Entwicklung wurde ein zumeist drastischer Rückgang der Calcium-Gesamtgehalte im Auflagehumus der untersuchten Waldböden festgestellt. Ein Rückgang der austauschbar gebundenen Kationenbasen zugunsten von  $Al^{3+}$  und  $H^+$  ist auf die oberen Bodenhorizonte der basenreichen Waldböden begrenzt. pH-Wert-Absenkungen und Basenverluste kennzeichnen insbesondere Pseudogleye mit einer Ausgangs-Basensättigung von mehr als 30 %.

Bei der Probenahme im Jahr 1988 wurden z.T. auffällige Veränderungen der Waldhumusformen erkannt (BUTZKE 1988, mündl. Mitt.). Im oberen Profilibereich der basenreichen Waldböden, zumeist bei Pseudogleyen, ist seit 1960 eine deutliche Verschlechterung der Humufizierung und Mineralisierung eingetreten, so daß der Anteil von Böden mit Mull-Humusformen von 12 auf 7 zurückgegangen ist. Hier hat sich mit einer mittleren Auflagenmächtigkeit von 3 bis 5 mm mullartiger Moder gebildet. Waldstandorte, die noch zu Beginn der 60er Jahre mullartigen Moder aufwiesen, zeigen heute bei ungefähr gleicher Humusakkumulation feinhumusarmen Moder. Im Zuge der Auflagehumusakkumulation kann bei Standorten mit Mull und besseren Moderhumusformen ein Anstieg der Corg-Gehalte und eine Erweiterung der C/N-Verhältnisse belegt werden. Eine Verengung der C/N-Verhältnisse durch immissionsbedingte Stickstoffanreicherung tritt nicht auf.

Pflanzensoziologische Wiederholungsaufnahmen der Waldbodenvegetation in 11 Eichen-Hainbuchenwäldern auf ursprünglich basenreichen Pseudogley-Böden aus dem Jahr 1988 belegen im Vergleich zu den Aufnahmen aus 1960 deutliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Krautschicht. Die Anzahl der Pflanzenarten ist um 15 % zurückgegangen und in den Aufnahmen aus 1988 fehlen 11 Basenzeiger mit Reaktionszahlen (nach ELLENBERG 1979) von  $R = 7$  und  $R = 8$ . In ihrer Frequenz und Gesamtdeckung sind vor allem Arten zurückgegangen, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf basenreichen Böden und besseren Humusformen haben (*Viola reichenbachiana*, *Ranunculus ficaria*, *Anemone nemorosa*) (Tab. 1).

Tab. 1: Liste der Pflanzenarten, die 1988 gegenüber 1960 in ihrer Frequenz (Anzahl der Flächen) und Gesamtdeckung deutlich abgenommen haben. Angegeben ist die Reaktionszahl (R) nach ELLENBERG 1979 (X: indifferent).

Pflanzenart	Frequenz (Flächen)	R-Zahl
<i>Viola reichenbachiana</i>	- 7	7
<i>Ranunculus ficaria</i>	- 5	7
<i>Carex sylvatica</i>	- 4	7
	Deckung	R-Zahl
<i>Ranunculus ficaria</i>	- 95 %	7
<i>Anemone nemorosa</i>	- 36 %	X
<i>Lamium galeobdolon</i>	- 33 %	7

## Diskussion

Fast alle vergleichenden Untersuchungen zur Bodenversauerung belegen eine signifikante Absenkung der pH-Werte im oberen Profilbereich mitteleuropäischer Waldböden. Dabei wird übereinstimmend eine Abhängigkeit des Absenkungsbetrages von der Höhe des Ausgangs-pH-Wertes gefunden. Je höher der ursprüngliche pH-Wert lag, um so höher ist der gefundene Absenkungsbetrag. Auch wenn sich die pH-Werte im Bereich unter 3.0 nicht meßbar verändern, wird die Versauerung anhand einer Auswaschung basischer Kationen aus dem Oberboden und einer Freisetzung toxischer Al-, Fe- und Schwermetall-Ionen nachgewiesen.

Die bei Vergleichsuntersuchungen nachgewiesene Verschlechterung der Humusform in Waldböden auf basenreichen Standorten ist in erster Linie eine Folge der Bodenversauerung. Hohe Al-, Fe- oder Schwermetallgehalte führen zu einer Hemmung der mikrobiellen Aktivität der Zersetzerorganismen.

Viele Pflanzenarten zeigen nicht nur in bestimmten Entwicklungsstadien eine starke Bindung an die Humusform, sondern bleiben während des ganzen Lebenszyklus mit dem Wurzelsystem im humushaltigen Bodenhorizont. Das Wachstum solcher Humuswurzler oder Humuszehrer verläuft dann nur in der organischen Auflage optimal. Die in ihrem Vorkommen oder ihrer Deckung stark zurückgegangene Waldbodenpflanze *Viola reichenbachiana* weist eine enge Bindung an die Humusform Mull auf (OBERDORFER 1983).

Die beobachteten Veränderungen in der Waldbodenvegetation der untersuchten Waldstandorte der Westfälischen Bucht sind, wie auch in anderen Untersuchungen gezeigt wurde (vgl. zusammenfassende Darstellung bei NEITE 1991), Indikatoren der langandauernden Immissionsbelastung eines Waldökosystems.

## Literatur

- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Auflage. Scripta Geobot. 9: 1-122.
- NEITE, H. (1991): Auswirkungen der Säure- und Stickstoffeinträge in Wäldern auf die Zusammensetzung der Waldbodenvegetation - eine Literaturstudie. Acta Biologica Benrodis (im Druck).
- NEITE, H., PAHLKE, U. (1991): Immissionsbedingte Veränderungen der Bodenvegetation in Eichen-Hainbuchenwäldern der Westfälischen Bucht in den letzten 30 Jahren. Forst und Holz 46: 286-289.
- OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl., Ulmer: 1051 S.
- PAHLKE, U. (1991): Langzeit-Entwicklung des chemischen Bodenzustandes in säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalens - Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur. Dissertation, Universität Essen: 143 S.
- ROST-SIEBERT, K. (1988): Ergebnisse vegetationskundlicher und bodenchemischer Vergleichsuntersuchungen zur Feststellung immissionsbedingter Veränderungen während der letzten Jahrzehnte. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B8: 158 S.

Langzeit-Entwicklung des chemischen Bodenzustands in  
säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalens

- Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur -

von

PAHLKE, ULRICH-W. +)

1. Einleitung

"Versauern unsere Wälder?" lautete der Titel eines Aufsatzes, den BUTZKE (1981) nach der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen von Waldböden der Westfälischen Bucht (Nordrhein-Westfalen) veröffentlichte. Eine Wiederholungsbeprobung von Waldbodenprofilen, die er als Mitarbeiter des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen (GLA NW) bei der Kartierung der Waldböden des Stadtwaldes Haltern und des Staatlichen Forstamtes Münster zwischen 1959 und 1961 angelegt hatte, hat insbesondere bei mäßig versauerten Böden extreme pH-Absenkungsbeträge ergeben.

Im Hinblick auf weiterführende Untersuchungen hat Butzke \*) das Probenmaterial von 1960 und 1981 in der Bodenprobenbank des GLA NW gelagert. Nach einer weiteren, noch von Butzke im Frühjahr 1988 durchgeführten Probenahme standen Proben aus drei verschiedenen Jahrgängen für bodenchemische Wiederholungsanalysen zur Verfügung. Sie waren Grundlage dieser Untersuchung, bei der neben den pH-Werten auch aussagefähigere Säureparameter nach aktuellen Methoden bestimmt wurden.

Die vorliegende Kurzfassung enthält Teilergebnisse eines Forschungsvorhabens, das vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen gefördert und als Dissertation im Fachbereich Architektur, Bio- und Geowissenschaften der Universität Gesamthochschule Essen angenommen wurde.

2. Material und Methoden

Die Entwicklung des chemischen Bodenzustands zwischen 1960, 1981 und 1988 wird anhand horizontbezogener Bodenproben aus insgesamt 45 landschafts- und bodenrepräsentativen Waldstandorten der Westfälischen Bucht untersucht. Neben Podsolon aus Flugsand und Parabraunerden aus Sandlöß bilden Pseudogleye aus Geschiebemergel oder Kalksteinverwitterungslehm den Untersuchungsschwerpunkt. Eine tabellarische Auflistung der Untersuchungsstandorte ist in PAHLKE (1991) enthalten.

+) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greiff-Str. 195, W-4150 Krefeld

\*) Geologiedirektor H. Butzke ist im Dezember 1988 verstorben. Seinem Andenken ist dieser Aufsatz gewidmet.

Für die Entnahme der Bodenproben wurden stets neue Bodenaufgrabungen im unmittelbaren Bereich der jeweils älteren Aufgrabung angelegt. Humusauf-lagen und Oberbodenhorizonte sind wegen der zu erwartenden stärkeren anthropogenen Beeinflussung intensiver beprobt worden als tiefere Mine-ralbodenhorizonte, die i.d.R. nur bis 50 cm unter Gelände berücksichtigt wurden.

Das Probenmaterial wurde nach Lufttrocknung in Papiertüten verpackt und in verschlossenem Zustand bei Kellertemperatur gelagert. Die aktuellen Analysen wurden im Herbst 1988 nach den Methoden der Forschungszentrums Waldökosysteme -Prof. Dr. Ulrich- im Institut für Bodenökologie -Dr. Meyer-Spasche- durchgeführt (vgl. MEIWES et al. 1984). Dabei wurden an insgesamt 378 Proben die pH-KCl- und pH-H<sub>2</sub>O-Werte, die effektive Katio-nenaustauschkapazität und die austauschbaren Kationen (NH<sub>4</sub>Cl-Extraktion), die Schwermetall-Gesamtgehalte (HNO<sub>3</sub>-Extraktion) sowie die Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphorsäure bestimmt. In Humusauf-lagen wurden anstatt der austauschbaren Kationen die Nährele-ment-Gesamtgehalte ermittelt.

Ein Verlust von basisch wirkenden Kationen hat integrative Aussagekraft für die Säurebelastung der untersuchten Waldböden. Zum einen können übergreifende Entwicklungen wie ein zumeist drastischer Rückgang der Calcium-Konzentrationen im Auflagehumus belegt werden (Abb. 1), zu an-deren zeigen sich deutliche Zusammenhänge zwischen Bodenveränderungen und bodenchemischem Ausgangszustand.

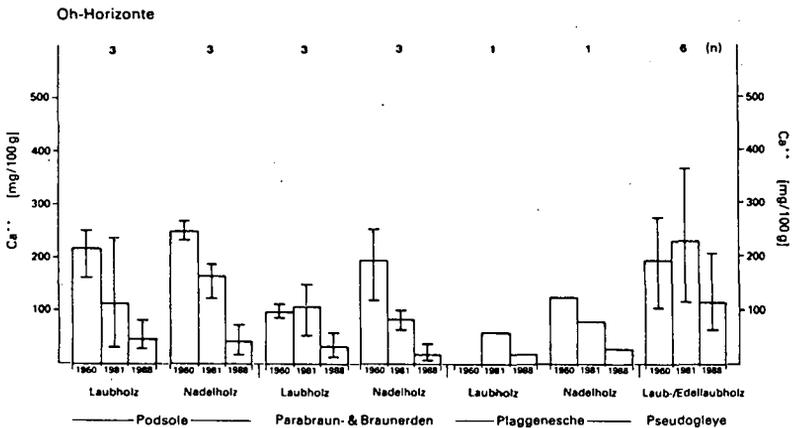
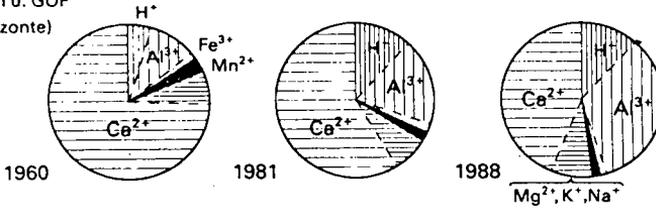


Abb. 1: Veränderung der Calcium-Konzentrationen im Auflagehumus.

Ein Rückgang des austauschbar gebundenen Calciums zugunsten von Al<sup>3+</sup> und H<sup>+</sup> beschränkt sich auf den oberen Profilbereich der basenreicheren Wald-böden, meist Pseudogleye, mit einer Ausgangs-Basensättigung von mehr als 30% (Abb. 2).

0 – 12 cm u. GOF  
(Ah-Horizonte)  
n = 13



18 – 35 cm u. GOF  
(S-Horizonte)  
n = 6

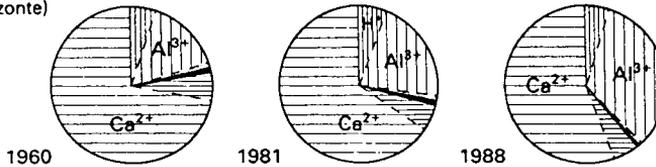


Abb. 2: Veränderung der Austauscherbelegung basenreicherer Bodenhorizonte

Die Umbelegung der Austauscherplätze hat hier zu einem deutlichen Rückgang der pH-Werte geführt. Die pH-Absenkung erreicht je nach Ausgangswert sehr unterschiedliche Größenordnungen, entspricht jedoch bei entlogarithmierter Betrachtung einem ungefähr äquivalenten Anstieg der Wasserstoffionenkonzentration in der Bodenlösung (Abb. 3)

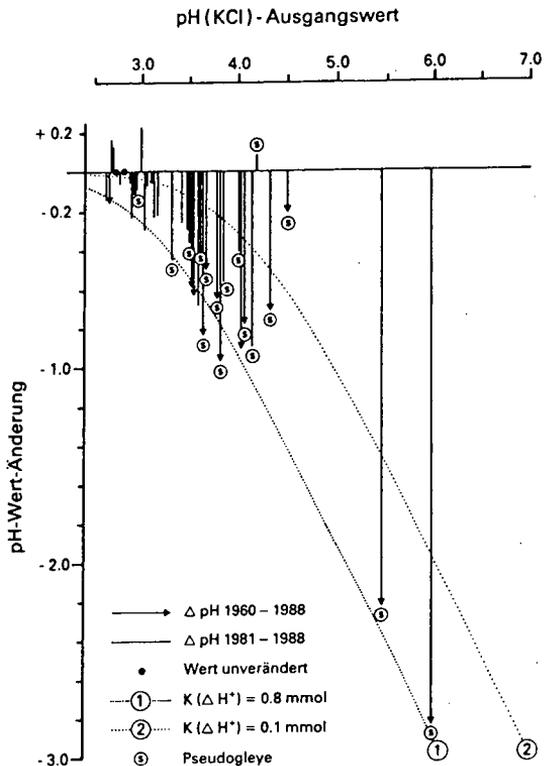


Abb. 3: Veränderung der pH-KCl-Werte in Ah-Horizonten (0-12 cm u. GOF)

Mit der Versauerung kann ein Rückgang der Schwermetall-Gesamtgehalte und eine Verschlechterung der Humusqualität belegt werden. Bei Böden mit Mull und besseren Moderhumusformen deuten ein Anstieg der C<sub>org.</sub>-Gehalte, eine Erweiterung der C/N-Verhältnisse und eine im Gelände beobachtete Auflagehumusakkumulation (BUTZKE 1988, mündl. Mitt.) auf eine Beeinträchtigung der Stoffkreisläufe hin.

#### 4. Schlußfolgerungen

Die nachgewiesenen Bodenveränderungen belegen einen Bodenschaden, der langfristig zu einer Beeinträchtigung der Waldökosysteme und zu einer Nivellierung standörtlicher Unterschiede führen wird oder schon geführt hat (vgl. NEITE & PAHLKE 1991). Gerichtete Veränderungen können vor allem in den für die Filter-, Puffer- und Speichereigenschaften so bedeutenden humosen Oberbodenhorizonten belegt werden. Mit zunehmender Erschöpfung dieser Bodenfunktionen ist ein exponentieller Anstieg der Schädwirkungen, z.B. durch Schwermetall-Mobilisierung, zu erwarten (vgl. BRÜMMER 1987).

Neben dem latenten Ernährungsstreß, der für Waldökosysteme mit extrem versauerten Böden anzunehmen ist, muß die rasche Veränderung von Standortbedingungen bei besser versorgten Waldökosystemen mit weniger säuretoleranten Arten als weitere wesentliche Dimension der Bodenversauerung gelten.

Bis eine größtmögliche Minimierung der Schadstoffbelastung erreicht sein wird, müssen Bodenschutzkalkungen zur Kompensation von Säureeinträgen durchgeführt werden, um einer weiteren Versauerung des Bodens und des Grundwassers vorzubeugen. Besser versorgte Standorte mit einer nachweislich starken Destabilisierung im Oberboden sollten vordringlich melioriert werden, um die Wachstumsbedingungen anspruchsvollerer Laubholzarten zu sichern oder zu verbessern und die Vielfalt der natürlichen Waldgesellschaften zu erhalten.

#### Literatur:

- BRÜMMER, G. (1987): Bodenbelastungen durch Luftverunreinigungen und ihre ökologischen Konsequenzen.- Schriftenreihe VDI, 5: 13-38; Düsseldorf.
- BUTZKE, H. (1981): Versauern unsere Wälder? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens.- Forst- und Holzwirt, 36: 542-548; Hannover.
- MEIWES, K.J., & KÖNIG, N., & KHANNA, P.K., & PRENZEL, J., & ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden.- Ber. Forschungszentr. Waldökosyst., 7: 1-67; Göttingen.
- NEITE, H., & PAHLKE, U. (1991): Immissionsbedingte Veränderungen der Bodenvegetation in Eichen-Hainbuchenwäldern der Westfälischen Bucht in den letzten 30 Jahren.- Forst und Holz, 46: 286-289; Hannover.
- PAHLKE, U. (1991): Langzeit-Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften in säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalens -Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur.- Diss. Univers. Essen: 143 S.; Essen.

Bodenverbreitung im Amanus-Gebirge in der SO-Türkei  
in Abhängigkeit von Höhenlage, Reliefposition und Ausgangsgestein

von

Pfannschmidt D.\*), H. Trapp, R. Gryshko und K. Stahr\*\*)

"Das Land sieht traurig und jämmerlich aus, der Libanon ist zuschanden geworden und verdorrt", schreibt JESAJA im alten Testament (JESAJA 33,9).

Das seit früherer Zeit besiedelte und stark genutzte vorderasiatische Gebiet ist durch degradierte Böden und verkarstete Landschaften gekennzeichnet. (WALTER & BRECKLE 1984: 409).

Im Gegensatz dazu, erstreckt sich bei Dörtiyol an der Westabdachung des Amanus-Gebirges ein Gebiet mit dichtem naturnahem Waldbestand. Der von 400m bis 2100m Höhe reichende Wald (Hartkiefern-, Hartlaub-, sommergrüner Eichen-, Buchen- und Tannenwald) zeichnet sich durch azonale z.T. reliktsche Vegetation mit einem hohen Anteil endemischer Arten aus. (vgl. AKMAN 1973; ZOHARY 1973).

Während in der Bodenkarte der FAO (FAO-Unesco 1981) die Großregion, in der das Amanus-Gebirge liegt, als ein Gebiet ausgewiesen wird, in dem Lithosole sowie Eutric und Chromic Cambisole dominieren, differenziert AKMAN (1973: 100) für das Amanus-Gebirge fünf "princepeaux type de sols":

-	Sols bruns calcaires
-	Sols d'érosion sur marne
-	Sols bruns lessivés
-	Sols rouges méditerranéens
-	Sols bruns forestiers.

**Es sollte untersucht werden:**

- welches Klima, Gestein und Relief auf den Boden wirken
- ob die Böden tiefergründiger, weiter entwickelt und besser konserviert sind als im Bereich des sonstigen Mittelmeerraumes

Das **Untersuchungsgebiet** liegt an der Westabdachung des Amanus-Gebirges östlich der Kleinstadt Dörtiyol. Es erstreckt sich ab 350m Höhe über eine Entfernung von 10 km bis zu einer 2200m hohen Kuppe der Daz Daghi, einer Gipfelgruppe im Kamm des Amanus-Gebirges.

Bodenbildende Faktoren

Gestein

Das Ausgangsgestein stammt aus drei geologischen Einheiten ( ABDÜSSELAMOGLU, 1962). Bis zu einer Höhe von 800m dominieren Ophiolithe ( ultrabasisches Tiefen- und Serpentinittgestein). Darüber erstreckt sich Kalk- und Dolomitgestein, dem ab 1000m Höhe Sandsteine aufliegen.

Relief

Tief eingeschnittene Wasserläufe haben sehr stark geneigte (27-36%) bis steile (>36%) Hänge entstehen lassen, die im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich W- bis NO-Exposition aufweisen.

Klima

Die NS-Achse des Gebirgszuges mit seiner Höhe bis zu 2200m bildet eine Barriere für die über dem Mittelmeer Feuchtigkeit aufnehmenden Westwinde. Es kommt zu Steigungsregen und selbst im Sommer zu häufiger Wolkenbildung. Messungen einer staatlichen meteorologischen Station am Fuße des Gebirges zeigen ein langjähriges Niederschlagsmittel von 1022mm ( vgl. Abb.1).

Eigene Messungen im Zeitraum 1988- 1991 zeigen ein Ansteigen der Niederschläge mit zunehmender Höhe, bis zu einem Maximum auf 1500m Höhe. Die Jahresdurchschnittstemperatur nimmt von 19° C in Dörtiyol (28müNN) auf ca. 13° C in 1000m und auf ca. 6° C in 2000m Höhe ab ( vgl. Abb.2).

\*) Institut für Ökologie, Technische Universität Berlin, Rothenburgstr. 12, 1000 Berlin 41

\*\*) Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, Emil- Wolf- Str. 27, 7000 Stuttgart 70

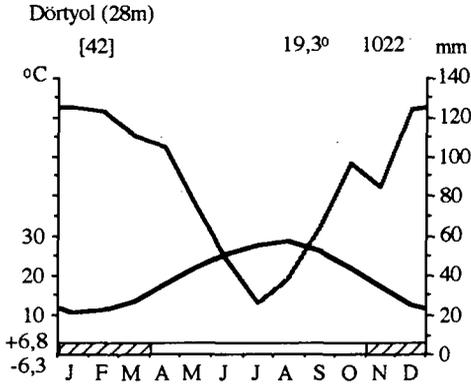


Abb. 1: Klimadiagramm von Dörttyol ( nach Walter 1977) mit Daten des STAATLICHEN METEOROLOGISCHEN DIENSTES, TÜRKIE ( 1962; 1973).

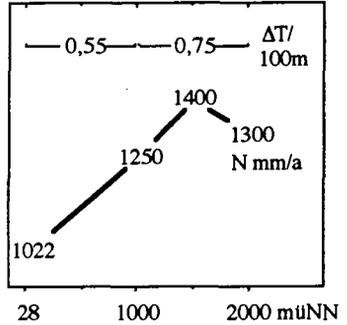


Abb. 2: hypsometrische Temperatur- und Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet

Bodenvergesellschaftung

Eine Kartierung des Gebietes ( nach FAO, 1988) ergab ein sich häufig wiederholendes kleinflächiges Mosaik von Bodentypen, das durch die petrographischen Unterschiede in Verbindung mit starker orographischer Differenzierung und vom Menschen verursachte Erosion entstanden ist ( Abb. 3).

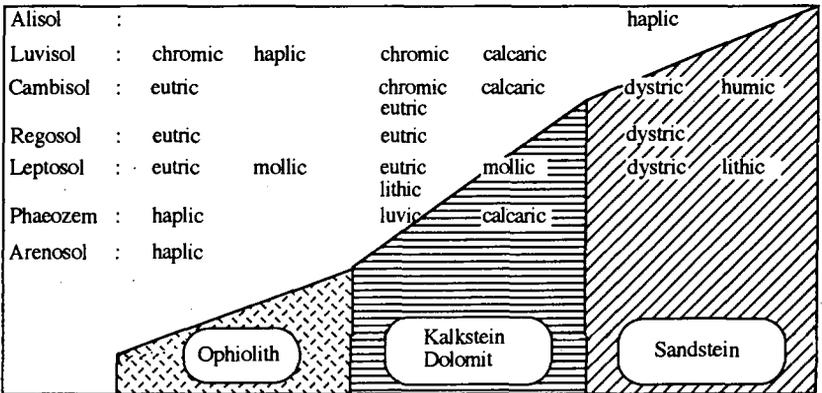


Abb. 3: Bodentypen und Gestein an der Westabdachung des Amanus- Gebirges

**Böden des Ophiolithkomplexes**

Dominierende Bodentypen sind Cambisole und Luvisole. Letztere treten auf Serpentinitt in der Einheit Haplic und auf ultrabasischem Tiefengestein in feinkörniger Ausprägung als Chromic Luvisol auf. Sowohl Cambisole als auch Luvisole neigen auf ultrabasischem Tiefengestein in SW- exponierter Lage zu schwachen 'vertic'- Eigenschaften.

Im Bereich grusig-scherbig verwitternden Serpentinittgesteins kommt es häufig zu Hanganrissen. Durch neue Bodenbildung aus Cv-Material stellt sich dann eine Leptosol- Regosol- Cambisol-Gesellschaft mit haplic Arenosol ein.

**Böden des Kalkstein- Dolomitkomplexes**

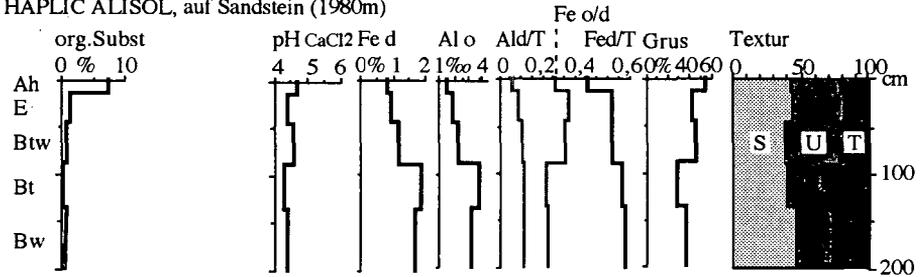
In dieser Zone finden sich, bedingt durch häufigen Relief- und Gesteinswechsel die kleinsten Boden-

einheiten. Der typische Boden ist der Chromic Luvisol. Ebenso weit verbreitet sind Chromic und Calcaric Cambisole, die aber zumeist für erodierte Luvisole stehen. In exponierten Lagen und auf steilen Hängen kommt die Bodenbildung oft nicht über ein Leptosolstadium hinaus. Auf jüngeren Hangschuttmassen finden sich steinige Regosole und schwach entwickelte Cambisole. Beschattete, kühlere und durchfeuchtete Unterhänge werden von Phaeozemen eingenommen. Dabei überwiegen auf Kalkstein eher Luvic und auf Dolomit eher Calcaric Phaeozeme.

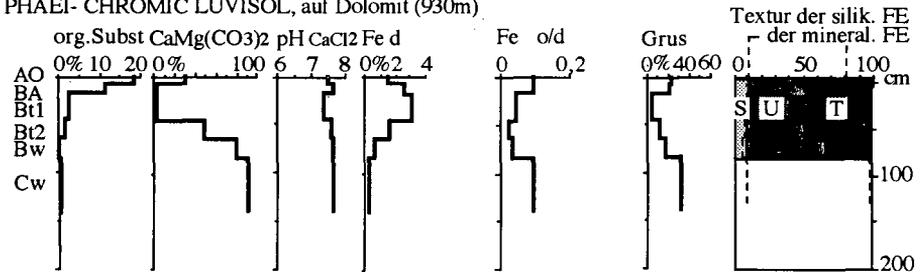
**Böden des Sandsteinkomplexes**

Geringere Reliefenergie und einheitlicheres Ausgangsgestein haben etwas größere Bodeneinheiten entstehen lassen. Hohe Steingehalte der Böden weisen auch in dieser Zone auf Bodenverlagerungen hin. Unter Waldbedeckung ist ein Haplic Alisol weitverbreitet, der im Oberhangbereich zunehmend von Cambisolen und Regosolen abgelöst wird. In Rückenpositionen dominieren Cambisole wechselnder Solummächtigkeit. Oberhalb der Waldgrenze sind kaum Tonanreicherungshorizonte gefunden worden. Hier hat sich eine Bodenschicht aus oftmals tiefgründigen Dystric Cambisolen und Regosolen gebildet. Kuppen- und Gratsituationen sowie steilere Hangabschnitte werden von Dystric bis Lithic Leptosolen eingenommen.

**HAPLIC ALISOL, auf Sandstein (1980m)**



**PHAEI- CHROMIC LUVISOL, auf Dolomit (930m)**



**SERPENTINITIC CHROMIC LUVISOL, auf Serpentin (890m)**

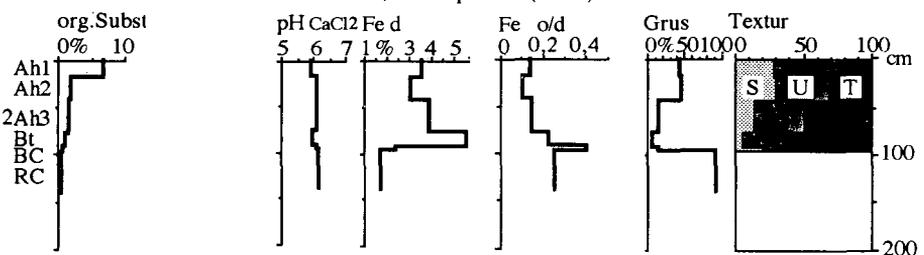


Abb. 4: Bodeneigenschaften ausgewählter Standorte der Catena im Amanus- Gebirge

Am weitesten verbreitet sind Cambisole und Böden mit argic- B Horizont.

Chromic Luvisol auf Karbonatgestein und Haplic Alisol auf Sandstein ( mit  $Fe_d$  Maximum und  $Fe_o/d$ - Abnahme im  $B_t$ - Horizont ( Abb. 4)) sind auch die am weitesten entwickelten Böden und kommen unter Wald bis zur Baumgrenze ( 2000m) vor.

In der Nähe von Yailas ( Sommersiedlungen) und stark durch Viehweide belasteten Hangabschnitten, steht der Cambisol für degradierten Luvisol.

In Bereichen von Solifluktion und Hangschutt treten vermehrt Regosole auf.

Außer den Leptosolen auf Kuppen und sehr steilen Hängen sind die Böden mittel bis sehr tiefgründig, erfahren aber auf Sandstein und auf grusig verwittertem Serpentin starke Einschränkungen durch hohe Steingehalte ( Abb. 4).

Es überwiegen mittel bis stark humose Oberböden ( 10-35kg org.S./m<sup>2</sup>), wobei die stärksten Humusakkumulationen zwischen 800 und 1500m zu finden sind ( Abb. 4).

Je nach Ausgangsgestein zeigen die Böden eine unterschiedliche Bodenreaktion. Sie sind auf Karbonatgestein mäßig alkalisch bis neutral, auf Ophiolith überwiegend neutral bis schwach sauer, und auf Sandstein mäßig bis stark sauer ( Abb. 4).

Es treten keine starken Versauerungen auf, zum Unterboden hin ansteigende  $Al_d$ /Ton- und  $Fe_d$ /Ton-Quotienten weisen aber in Sandsteinböden auf eine schwache Podsolierung hin ( Abb. 4).

Als **Resümee** lassen sich generalisierend folgende Gesetzmäßigkeiten erkennen:

- Auf allen Gesteinen und Höhenstufen haben sich Böden mit Tonverlagerung gebildet
- Auf Sandstein kommt es zu schwacher Podsolierung
- Die Bodenacidität nimmt mit steigender Höhe zu
- Es dominieren mittel bis tiefgründige, humusreiche Böden
- Anstieg des PH-Wertes und Zunahme der Schluff-Fraktion in Oberböden lassen basische Staubeinträge vermuten.

### Literatur

- ABDÜSSELA MOGLU, S., BLUMENTHAL, M. & DUBERTRET, L. (1962): Geologische Karte der Türkei. Harita Genel. Müdürlüğü Matbaasinda basilmistir, Ankara.
- AKMAN, Y. (1973): Apercu préliminaire sur les conditions phytoécologiques de la chaîne de l'Amanos dans la région du Hatay (II). Comm. Fac. Sci. Univ. Ankara, Sér. C, Bd. 17c, 99-164.
- FAO-Unesco (1981): Soil map of the world, 1:5 Mio., Vol. V Europe, Paris.
- FAO-Unesco (1988): Soil map of the world, revised legend. World soil resources report 60 FAO. Rome.
- SCHWAN, W. (1972): Ergebnisse neuerer geologischer Forschungen im Amanosgebirge (Süd-Türkei). Geotektonische Forschungen, H. 42, Stuttgart.
- STAATLICHER METEOROLOGISCHER DIENST, TÜRKEI (1962): Ortalama ve ekstrem krümetler meteoroloji Bülteni, Istanbul.
- STAATLICHER METEOROLOGISCHER DIENST, TÜRKEI (1973): Yillik Meteoroloji Bülteni, Bd. 38-48, (1962-1972), Ankara.
- WALTER, H. & BRECKLE, S.-W. (1984): Ökologie der Erde, Bd. 2: Spezielle Ökologie der tropischen und subtropischen Zonen, 461 S.
- ZOHARY, M. (1973): Geobotanical Foundations of the Middle East. 2 Vol. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

## Zur Nomenklatur der Auenböden mitteleuropäischer Flußauen

von

Wolfgang SCHIRMER<sup>1</sup>

Die Auenböden in Deutschland werden derzeit in zwei Gruppen eingeteilt (AG Bodenkunde 1982: 233): 1. "Auenböden im engeren Sinne" oder "Allochthoner Brauner Auenboden (Allochthone Vega)". 2. Als Auenböden im weiteren Sinne werden ihnen "Böden ohne M-Horizont in Talauen", also demnach die autochthonen Auenböden gegenüber gestellt – Böden mit üblicher terrestrischer und semiterrestrischer Bodenhorizontfolge, die aber durch ihre Lage in der Aue entsprechend hydromorph geprägt sind. Ihre Substrate enthalten im Gegensatz zur ersten Gruppe "nicht vorverwittertes Material (Gesteinszerreißel)" (AG Bodenkunde 1982: 235).

Langjährige Bodenkartierungen in mitteleuropäischen Auen des Alpenvorlandes, Mittelgebirges und Tieflandes ergaben, daß diese Gliederung wie auch die Betrachtungsweise, die ihr zugrunde liegt, der tatsächlichen Auendynamik nicht gerecht werden.

### 1. Begriff und Inhalt des "Allochthonen Braunen Auenbodens"

Die von KUBIENA (1953: 162) definierte "Allochthone braune Vega" wurde als *allochthoner Brauner Auenboden* zum Beispiel von MÜCKENHAUSEN (1962: 122, 127; 1975: 465 und 1977: 147), der AG Bodenkunde (1982: 233), der AK Bodensystematik (1985: 59), KUNTZE et al. (1988: 403) und SCHACHTSCHABEL et al. (1989: 429) fortgeführt. Der Terminus *allochthoner Auenboden* aber ist ein Widerspruch in sich selbst, da der Begriff Boden als Verwitterungsprodukt an Ort und Stelle definiert ist. Unter *allochthonem Boden der Aue* versteht man fluviatil transportiertes Bodenmaterial. Ein solches aber ist ein Bodensediment, damit ein Gestein und kein Boden mehr. Für Bodensedimente allgemein wurde der Begriff *Solumsediment* (AG Bodenkunde 1982: 202), für fluviatiles Bodensediment wurden die Begriffe *Auenkolluvium* (BENZLER 1981: 658) und *Fluvisoliment* (SCHIRMER 1983: 27) eingeführt. Auf diesem Fluvisoliment bilden sich in den mitteleuropäischen Auen z.B. Böden der Reihe Auencarbonatrohobden – Auenpararendzina – Auenbraunerde oder Auenparabraunerde. Solche Bodenbezeichnungen vermögen den Terminus *Allochthoner Brauner Auenboden* voll zu ersetzen (SCHIRMER 1991: 162).

---

<sup>1</sup> Anschrift: Prof. Dr. W. Schirmer, Abt. Geologie der Universität Düsseldorf, Universitätsstr.1, 4000 Düsseldorf 1

## 2. Bodengesellschaft der Aue

Die Auen – als die vom Hochwasser erreichten Teile des Talgrundes – gliedern sich vereinfacht (Abb.1) in flußnahe Bereiche mit starker Hochflutsedimentation (Uferwallfazies der Auensedimente), den eigentlichen weiten Talgrund mit geringerer Hochflutsedimentation (Talbodenfazies) und die Randsenke, den gewöhnlich niedrigsten Teil der Aue mit starker Grund- und Hochwasserprägung bei wenig Hochflutsedimentation, aber Sedimentationseinfluß vom Talrand her (Talrandfazies) (SCHIRMER 1978: 148). Entsprechend diesen unterschiedlichen auenökologischen Hauptbereichen herrscht im Bereich der Uferwallfazies starke Fluvisolimentbildung mit gehemmter terrestrischer Bodenentwicklung vor. Die geringe terrestrische Bodenentwicklung wird sowohl durch häufige Überdeckung wie auch durch gelegentliche Abtragung bei Hochfluten verursacht. Sie reicht meist nur bis zur Ausbildung wenig gereifter A-C-Böden. In der Talbodenfazies wird infolge geringeren Sedimentaufwuchses die terrestrische Bodenbildung weniger stark gestört. Sie zeigt daher die fortgeschrittenste terrestrische Bodenentwicklung innerhalb der Aue. Die Talrandfazies ist am stärksten hydromorph geprägt (Auengley, Niedermoor). Alle Bereiche werden zusätzlich von Aurinnen mit verstärkter hydromorpher Bodenprägung durchzogen. Als Beispiel für solch eine Auenzonierung ist der schematische Auenschnitt durch die Staffelbacher Terrasse am oberen Mittelmain wiedergegeben (Abb.1).

Es gibt keinen Grund, diese natürliche Bodenlandschaft der Aue in Auenböden im engeren Sinn und weiteren Sinn zu gliedern. Alle Bereiche sind zugleich von der Hochwasserdynamik betroffen, wenngleich mit unterschiedlicher Auswirkung, wie oben ausgeführt. Doch sind alle Bereiche **typisch** für die Aue. Der Klassifikation der *Auenböden im engeren und weiteren Sinn* liegt die Idee zugrunde, stärker terrestrisch geprägte Auenböden als untypische Auenböden einzustufen. So ist auch der Terminus *Altauengeböden* bei SCHRÖDER (1979: 197) gedacht, der dann angewandt werden sollte, sobald sich ein A-C-Auenboden zum A-B-C-Auenboden fortentwickelt.

Der terrestrische Zustand jedoch ist der Normalzustand der höheren Auenbereiche in Mitteleuropa. Folglich gehören terrestrische Bodenformen zur Normalform der Auenböden. Wesentliches Charakteristikum dabei aber ist der Talgrundwasserspiegel im oder unter dem Solum (A-(B)-(M)-(C)-G-Profil). Wohl ist die Hochwassersituation ebenfalls kennzeichnend; aber sie ist der Ausnahmezustand der Aue. Sie prägt alle drei Auenbereiche, den Uferwallbereich besonders durch sichtbare Sedimentzufuhr (C-M-Horizonte), den Talbodenbereich besonders durch verändernden Bodenchemismus, den Talrandbereich besonders durch Hydromorphierung im Solum.

Selbstverständlich aber breitet sich das durch Hochwasser abgesetzte M-Material über alle Auenzonen aus, wenngleich flußfern manchmal so dünn, daß es optisch nicht mehr – wohl aber bodenchemisch – wahrnehmbar ist. Es wird dort dem vorhandenen A-Horizont rasch einverleibt. Es begräbt ihn dann also nicht sichtbar, wie dies ufernah geschieht. Daraus erhellt aber, daß eine Zweiteilung der Auenböden in solche mit M-Horizont und *Böden ohne M-Horizont* der Auendynamik weder genetisch noch bodenbeschreibend gerecht wird.

## 3. Neugruppierung der Auenböden

Für die Einteilung der Klasse der Auenböden, wie sie von der AG Bodenkunde (1982) vorgestellt wird, hätte das zur Konsequenz, daß die Untergliederung in zwei Gruppen I. *Auenböden im engeren Sinne* und II. *Böden ohne M-Horizont in Talauen* wegfallen sollte. Ebenfalls entfallen alle unter I aufgeführten Bodentypen.

Der hier aufgeführte Hauptbodentyp, der *Allochthone Braune Auenboden (Allochthone Vega)* wird dann durch die auf dem Fluvisoliment tatsächlich entwickelten ("autochthonen") Bodentypen ersetzt. Es kommen dafür die Typen Auensilikatrohboden, Auencarbonatrohboden, Auenregosol, Auenrendzina, Auenpararendzina, Tschernitza und Auenbraunerde in Frage. Eine Auenparabraunerde mit

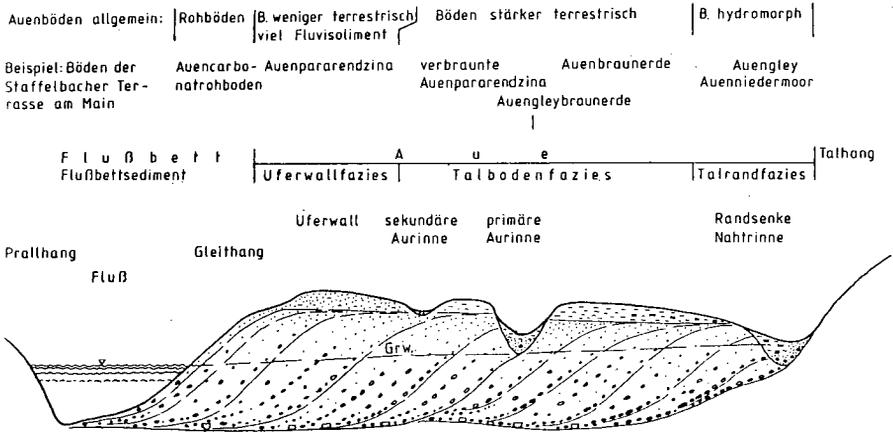


Abb.1 Schematischer Auenquerschnitt mit Beispiel der Auenböden der Staffelbacher Terrasse (15.-17.Jh.n.Chr.) am oberen Mittelmain unterhalb von Bamberg.

noch vorhandenem sichtbarem M-Material ist vielleicht möglich, mir aber bisher nicht begegnet. Im Falle zum Beispiel eines bisherigen *Allochthonen Braunen Auenbodens* mit einem Ah-Horizont auf karbonatisch-silikatischem Fluvisoliment (M-Material) wäre der tatsächliche Bodentyp eine Auenpararendzina mit einem Ah-M-C-G-Profil. Falls Wert darauf gelegt wird, das M-Material im Bodennamen erscheinen zu lassen, könnte man den Boden als "Auenpararendzina auf Fluvisoliment" bezeichnen. Eine Auenbraunerde auf Fluvisoliment kann dann die Horizontfolge Ap-Bv-M-C-G haben. Der M-Horizont (in Auen nach der AK Bodensystematik 1985: 18 auch als aM bezeichnet) entspricht genetisch dem C-Horizont, gehört also keinesfalls zum Solum. Ist er vorwiegend humos, kann er als AM, vorwiegend braun, als BM gekennzeichnet werden.

Der Subtyp *Brauner Kalkhaltiger Auenboden (Allochthone Kalkvega)* (AG Bodenkunde 1982: 234) stellt je nach Ausbildung des A-Horizontes und des Substrates einen Auencarbonatrohoboden oder eine Auenrendzina, Auenpararendzina, Tschernitza, vielleicht auch eine Auenkalkbraunerde, jeweils auf Fluvisoliment, dar.

Die auf S. 234 der AG Bodenkunde (1982) angegebenen *Übergänge zu anderen Typen* können gleichermaßen gemäß A-Horizont und Substrat umgeordnet werden: So ist z.B. der angeführte "*Auenpseudogley - (Brauner) Auenboden*" mit dem "Ah-M-(MSw-) IISw-Sd(-)G-Profil" im Falle eines karbonatisch-silikatischen Substrates eine Auenpseudogley-Pararendzina (mit Fluvisoliment im höheren Solum).

Es verbleiben dann als Auenböden alle terrestrischen, semiterrestrischen, subhydrischen Böden und die Moore, soweit sie in der Aue vorkommen. Sie erhalten den Zusatz *Auen-*. Was ihr Substrat anbetrifft, so kann bei allen Böden - sichtbar oder nicht makroskopisch sichtbar - neben nichtvorverwittertem Material (Gesteinszerreißel) auch vorverwittertes Bodenmaterial (Fluvisoliment = M-Material) beteiligt sein. Makroskopisch sichtbares Fluvisoliment wird anstatt C- als M-Horizont bezeichnet.

#### 4. Auenböden als Leitformen der Auengliederung

Der Ersatz des *Allochthonen Braunen Auenbodens* durch die wirklich vorhandenen (autochthonen) Bodenformen auf den Auensedimenten eröffnet große Möglichkeiten der erdgeschichtlichen Untergliederung der Auen und damit das Verständnis für ihre Entstehung.

Die Flußauen sind keine zeitlich einheitlichen Gebilde. Sie sind seit dem Spätwürm entstanden. In Phasen vermehrter Hochflutätigkeit während des Spätwürms und Holozäns entstanden zeitgleich in Mitteleuropa verschiedene Schotterkörper mit eigenen Auensedimenten und Auenböden, die als Reihenterrassen im Talgrund nebeneinander liegen (SCHIRMER 1983, 1991). Sofern sie im jungholozänen Hochflutbereich liegen, sind sie Auenterrassen. Die älteren von ihnen haben entsprechend ihrem höheren Alter stärker entwickelte Auenböden als die jüngeren. Solche Bodensequenzen umfassen, vereinfacht umrissen, in sandig-siltigen Talbereichen die Reihe Auencarbonat-rohboden - Auenpararendzina - Auenbraunerde - Auenparabraunerde, in stark kalkhaltigen Talbereichen die Reihe Auencarbonat-rohboden - Auenpararendzina - Auenrendzina bzw. Auenpseudoschemosem. Die Entwicklungsgeschwindigkeit dieser Sequenzen ist wesentlich vom Kalkgehalt des Substrates abhängig (SCHIRMER 1988: 159). Für große Talabschnitte erwies sich aber als gültig, daß bestimmte Bodenformen Leitcharakter für eine Auenterrasse annehmen können. Im jungen Auenterrassenbereich kommt dabei den Übergängen von der Auenpararendzina über verschiedene Verbraunungsstadien zur Auenbraunerde besondere Bedeutung zu. Eine *Leitbodenform* - einmal altersmäßig geeicht - stellt dann oft das einzige und wesentliche Kriterium für die Einstufung einer Auenterrasse dar.

Werden aber, wie geschehen (vgl. SCHIRMER 1991: 161), in den jüngeren Auenbereichen oder sogar im gesamten Auenbereich die Böden als *Allochthone Braune Auenböden* kartiert, so geht die ganze Vielfalt der tatsächlich vorhandenen Auenböden verloren und mit ihr der große auengenetische und auenökologische Aussagewert, den die Auenbodenlandschaft birgt.

#### Literatur

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3.Aufl.: 331 S., 1 Beil.; Hannover (Bundesanst. Geowiss. Rohstoffe).
- AK Bodensystematik (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Kurzfassung. - Mitt. deutsch. bodenkdl. Ges., 44: 1-91; Göttingen.
- BENZLER, J.-H. (1981): Vorschläge zur Gliederung der Auenböden. - Mitt. dt. bodenkundl. Ges., 32: 657-658; Göttingen.
- KUBIENA, W. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. - 392 S., 26 Taf.; Stuttgart (Enke).
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, R. & SCHWERDTFEGER, G. (1988): Bodenkunde. - Uni-Taschenbücher, 1106, 4. Aufl.: 568 S.; Stuttgart (Ulmer).
- MÜCKENHAUSEN, E. (1962): Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. - 148 S., 60 Profile; Frankfurt a. M. (DLG).
- (1975): Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen und petrologischen Grundlagen. - 579 S., 24 Taf.; Frankfurt a. M. (DLG).
- (1977): Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. - 2.Aufl., 299 S.; Frankfurt a. M. (DLG).
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H. & SCHWERTMANN, U. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. - 12.Aufl., 491 S.; Stuttgart (Enke).
- SCHIRMER, W. (1978): Aufbau und Genese der Talau. - In: Das Mainprojekt. Hydrogeologische Studien zum Grundwasserhaushalt und zur Stoffbilanz im Main Einzugsgebiet. - Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, 7: 145-154, Abb.94-97; München.
- (1983): Die Talentwicklung an Main und Regnitz seit dem Hochwürm. - Geol. Jb., A 71: 11-43; Hannover.
- (1988): Holocene valley development on the Upper Rhine and Main. - In: LANG, G. & SCHLÜCHTER, Ch. (Hrsg.): Lake, mire and river environments during the last 15000 years: 153 - 160; Rotterdam, Brookfield (Balkema).
- (1991): Bodensequenz der Auenterrassen des Maintals. - Bayreuther bodenkundl. Ber., 17: 153-186; Bayreuth.
- SCHRÖDER, D. (1979): Bodenentwicklung in spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen des Niederrheines. - Habil.-Schrift Univ. Bonn: 296 S.; Bonn [ausgegeben Ende 1980].

## Genauigkeit und Repräsentanz von Modellparametern aus Bodenkarten

von  
Rolf Schmidt<sup>1)</sup>

### 1. Problemstellung

Der enorm steigende Bedarf an Bodendaten wirft immer wieder die Frage auf, wie in rationeller Weise Parameter zu gewinnen sind, die für verschiedenartige Modelle, Bodenbewertungen und Risikoeinschätzungen genutzt werden können. Besonders aktuell sind diese Fragen für flächenhafte Beurteilungen, deren Bedeutung zunimmt. Zugleich wächst die Kritik an der Nutzbarkeit von Bodenkarten für diese Zwecke, weil die aus Bodenkarten entnommenen Werte unzuverlässig sein können. Dennoch gibt es - wenn man von aufwendigen Neuerhebungen absieht - keine Alternative zur Nutzung von Bodenkarten und ergänzender bekannter Daten zur Informationsgewinnung für Flächen. Allerdings sind die Aussagen zu Genauigkeit und Repräsentanz parameterbezogen zu belegen.

Im folgenden Beitrag wird analysiert, inwieweit Mittelwerte und/oder Regressionswerte aus verallgemeinerten Datensätzen mit den unter den konkreten Bedingungen eines Ackerschlags oder einer Bodencatena ermittelten Werten übereinstimmen oder nicht. Ziel des Vergleiches ist es, aus Übereinstimmung oder Abweichungen Schlußfolgerungen hinsichtlich der Nutzbarkeit von Bodendaten aus Bodenkarten zu ziehen und methodische Vorschläge für die Datengewinnung abzuleiten.

### 2. Material und Methode

Für den Vergleich werden die in Tab. 1 aufgeführten Parameter herangezogen. Mit Feinanteil, organischer Bodensubstanz und Trockenrohichte werden charakteristische Parameter der Profilaufnahme und der Bodenkartierung genutzt, die häufig in Kartenlegenden, Erläuterungstexten und Datenspeichern enthalten sind. Zugleich handelt es sich um Parameter, die für Bodenbeurteilungen und flächenhafte Interpretationen von Bodenkarten für Bodennutzung und Bodenschutz zentrale Bedeutung haben. Anhand gemessener Werte auf ausgewählten Ackerschlägen erfolgt der Vergleich für die Parameter Körnung und organische Bodensubstanz (Tab. 2). Die Beurteilung der Nutzung bodenphysikalischer Kennwerte konnte nur anhand einer catenabezogenen Untersuchung vorgenommen werden (Tab. 3).

<sup>1)</sup> Fachbereich Bodenkunde/Bodenschutz des FZ Bodenfruchtbarkeit, Schicklerstr. 3, 0-1300 Eberswalde-Finow

**Tab. 1: Übersicht über die zum Vergleich mit Felduntersuchungen herangezogenen Mittelwerte und errechneten Daten**

Parameter	Verfügbare Daten	Quelle
Feinanteil (% FAT = T + fu)	Horizont- und substrattypen- bezogene Mittelwerte (MORGENSTERN, 1990)	Profildatei mit 4 800 Werten
Organ. Boden- substanz (% OBS = % C x 1,72)	Horizont- und körnungsarten- bezogene Mittelwerte für ver- breitete Bodenformen (CRONEWITZ/LIEBEROTH, 1987)	Profildatenspei- cher mit 2 550 Profilen (Stand 1985)
"Sollwert" der organ. Bodensub- stanz (% OBS-Soll = 0,07 x TfU) + 0,5 bzw. + 0,6	Typische Werte der Abhängig- keit der OBS vom Feinanteil (KÖRSCHENS, 1980)	Datenmaterial aus Dauerversuchen, Mischproben von Ackerschlägen für ehem. DDR
Trockenrohddichte (TRD, g/cm <sup>3</sup> )	Bodenphysikalische Kenn- werte für Substrat-Hori- zont-Gruppen (VETTERLEIN, 1986)	Bodenphysikali- sche Datei mit 1 204 Datensätzen für 14 Parameter

**Tab. 2: Vergleich von gemessenen und errechneten Werten für Bodenparameter an Fallstudien (ausgewählte Ackerschläge)**

Gebiet, Ort	Stand- ort- typ	Leitboden- typ	n	Feinan- teil		Organ. Bodensubstanz		
				%, x Meß- Tab. wert wert	%, x Meß- Soll- Tab. wert wert wert			
<b>Küstengebiet:</b>								
Bobitz	D5b	Pseudogley	17	21	18	1,5	2,0	1,8
Drispeth	D5b	Pseudogley	52	16 <sup>+</sup>	21 <sup>+</sup>	1,5	1,7	1,7
<b>Jungmoränen- gebiet:</b>								
Bölkendorf	D5a	Parabraunerde	84	19	19	1,6	1,8 <sup>+</sup>	1,6 <sup>+</sup>
Gr. Ziethen	D5b	Braunpseudogley	116	17	16	1,5	1,8	1,9
Trampe	D4a	Fahlerde	95	10	11	1,3	1,2	1,4
Plate	D2b	Braungley	29	8	8	2,5	1,2 <sup>+</sup>	3,1 <sup>+</sup>
<b>Altmoränen- gebiet:</b>								
Kuhsdorf 2	D4b	Braunpseudogley	17	10	12	1,0 <sup>+</sup>	1,2 <sup>+</sup>	1,5 <sup>+</sup>
Kuhsdorf 1	D3b	Gley, Rostgley	10	8	9	1,6	1,2 <sup>+</sup>	3,3 <sup>+</sup>

+ gesicherte Mittelwertdifferenzen (5 %, 1 %, 0,1 %)

**Tab. 3: Vergleich gemessener bodenphysikalischer Werte mit Substrat-Horizontgruppen und effekt. Lagerungsdichte nach KA3**

Horizonte	Catena Bölkendorf (gemessene Werte)				Substrat-Horizont- Gruppen		
	Tiefe cm	n	Kör- nungs- art	TRD g/cm <sup>2</sup>	Ld (KA3)	TRD g/cm <sup>2</sup>	Ld (KA3)
Ap	10-20	47	sL	1,66	1,73	1,63	1,77
Ah, Bvh.g	20-40	35	sL	1,76	1,91	1,72	1,87
						1,60	1,74
Bv, Et, M	40-60	11	sL	1,64	1,78	1,69	1,83
						1,74	1,88
Bt, Bg, M	60-80	40	L	1,72	1,92	1,74	1,94
						1,80	2,00
Cc	80-	13	sL	1,71	1,86	1,80	1,94

### 3. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Aus Tab. 2, 3 ergeben sich folgende Aussagen:

1. Hinsichtlich Feinanteil ist die Übereinstimmung relativ hoch; es ist ein für ein stabiles Bodenmerkmal zu erwartendes Ergebnis.
2. Stärker abweichend sind die Werte der organischen Bodensubstanz. Die Tabellenwerte nach CRONEWITZ ... 1987 sind relativ hoch: Sie liegen deutlich über den gemessenen Werten, spiegeln jedoch die zu erwartenden Relationen zwischen anhydromorphen und hydromorphen Böden am besten wider. Die aus der Beziehung FAT/OBS (KÖRSCHENS, 1980) abgeleiteten Werte liegen z. T. näher an den gemessenen Werten; allerdings werden hydromorphiebedingte oder regionale Differenzierungen weniger deutlich. Es wird deshalb empfohlen, die FAT/OBS-Beziehung regional zu differenzieren und für Küstengebiet, Jungmoränengebiet und Altmoränengebiet getrennt auszuweisen.
3. Der auf Substrat-Horizont-Gruppen (VETTERLEIN, 1986) bezogene Vergleich der Trockenrohdichten am Beispiel einer typischen Bodencatena (SCHMIDT, 1991) zeigt eine relativ gute Übereinstimmung hinsichtlich der Tiefenfunktion der Dichteverteilung. Deutlich abweichend verhält sich der Krumbasisbereich in 20 - 40 cm Tiefe, in dem die gemessenen Werte signifikant höher liegen als die berechneten. Diese Abweichungen weisen auf aktuelle bewirtschaftungsbedingte Veränderungen hin.

Der Wertevergleich verdeutlicht, daß bodengenetisch bedingte und anthropogen stärker beeinflussbare Parameter unterschiedlich zu werten sind. So lassen sich für ausgewählte Bodenparameter wie Feinanteil, organ. Bodensubstanz und Trockenrohdichte zwar verallgemeinerte Kenndaten nutzen, sie müssen jedoch in spezifischer Weise hinsichtlich ihrer Aussagefähigkeit für konkrete Bedingungen differenziert werden. Mit diesem Ziel werden 3 Schritte der Datenanpassung unterschieden:

### **(1.) Datenbewertung:**

Beurteilung von Tabellenwerten bzw. korrelativen Beziehungen nach den Eigenschaften der Ausgangsdaten: Grundgesamtheit, Entstehung, Region usw.

### **(2.) Datenkorrektur bzw. -konkretisierung:**

Anpassung der Daten an spezifische Standort- und Nutzungsbedingungen durch Bewertung

- . regionaler Faktoren (Klima, Geologie)
- . reliefbedingter Faktoren (Mesorelief, Position, Hangneigung)
- . anthropogener Faktoren (Nutzungsgeschichte, Bewirtschaftung)

### **(3.) Ableitung von Erwartungswerten:**

Nutzung als

- . Eingangsgrößen für Modelle bzw. Beurteilungsalgorithmen
- . Parameter für Auswertungsmethoden in Bodeninformationssystemen
- . Daten für Konzeptkarten ausgewählter Parameter (Feinanteil, Humus..) bzw. der Disposition für Bodenveränderungen

Die auf diese Weise gewonnenen Daten kommen den realen Werten relativ nahe, sie sollten jedoch aufgabenbezogen und maßstabsbezogen durch Testmessungen abgesichert werden. Die Werte sind hinreichend für Übersichts-zwecke, z. B. zur Auswertung von Bodenübersichtskarten für Bodennutzung und Bodenschutz bzw. für entsprechende Auswertungen durch ein Bodeninformationssystem. Für großmaßstäbige Aussagen sind in der Regel zusätzliche Erhebungen erforderlich, da Variabilität der Parameter und Heterogenität der Bodendecke häufig nicht hinreichend zuverlässig mit Mittelwerten bzw. Regressionswerten erfaßt werden können. Hierfür ist weitere Forschung nötig, die auch die Nutzung geostatistischer Untersuchungen für die Verallgemeinerung von Bodendaten umfassen sollte.

### Literatur

- Cronewitz, E. und I. Lieberoth (1987): Differenzierung des Humusgehaltes landwirtschaftlich genutzter Standorte mit Hilfe von DABO-PRODAT. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 31, 589 - 596
- Körchsens, M. (1980): Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren mit acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehung zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz. Akad. Landwirtschaftswiss. DDR Berlin, Diss. B
- Morgenstern, H. (1990): Aus Standortunterlagen ableitbare Substratverhältnisse der Böden der DDR als eine Grundlage für die Bestimmung des Feinanteils der Ackerkrume und des krumennahen Unterbodens. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 34, 225 - 232
- Schmidt, R. (1991): Genese und anthropogene Entwicklung der Bodendecke am Beispiel einer typischen Boden catena des Norddeutschen Tieflandes. Petermanns Geogr. Mitt. 135, 29 - 37
- Vetterlein, E. (1986): Bodenphysikalische Parameter auf der Grundlage von Substrat-Horizont-Gruppen. Tag.-Ber. Akad. Landwirtschaftswiss. DDR 245, 241 - 247

## **Initiale Marschbodenentwicklung an zwei Standorten unterschiedlicher Sedimentbeschaffenheit und Geländemorphologie**

von

Schröder, H., L. Giani und H. Gebhardt<sup>+</sup>)

### **Einleitung**

Die Marschbodenentwicklung ist durch eine Vielzahl physikalischer, chemischer und biologischer Vorgänge geprägt. Schon im initialen Stadium setzen mit dem Herauswachsen der Sedimente aus dem Überflutungsbereich Prozesse ein, die tiefgreifende Veränderungen der Bodeneigenschaften auslösen. Diese Prozesse sind im wesentlichen: Beginnende Gefügebildung, Ausbildung Fe, Mn-S- geprägter Horizonte, Entwässerung, Sackung, Belüftung, Oxidation von Fe-, Mn-, S- Verbindungen, Entkalkung, Ab-, Um- und Aufbau organischer Substanzen, Entsalzung und Umladung der Bodenkolloide (Brümmer, 1968). In ihren grundsätzlichen Abläufen sind diese Prozesse bereits gut untersucht (Müller, 1954; Pons & Zonneveld, 1965; Brümmer, 1968; Giani, 1983). Das Ausmaß der initialen Bodenentwicklungsprozesse in charakteristischen Marschböden des Deichvorlandes und ihre sukzessiven Veränderungen im Vergleich von Standorten unterschiedlicher Küstenmorphologie und Sedimentbeschaffenheit sind an der südlichen Nordseeküste bisher jedoch nicht erfaßt worden. Ziel dieser Arbeit war es, die Eigenschaften typischer Marschböden von naturnahen Deichvorländern dieser Region in der Abfolge vom Watt zum Deich zu erfassen und gleichzeitig die Bodenentwicklung von Standorten unterschiedlicher Sedimentbeschaffenheit und Geländemorphologie miteinander zu vergleichen. Es wurden je eine Bodenentwicklungsreihe im Elisabeth-Außengroden und Ida-Außengroden ausgewählt.

<sup>+</sup>) Abteilung Bodenkunde, Fachbereich Biologie, Universität Oldenburg, Postfach 2503, D-2900 Oldenburg

Abb. 1: Korngrößenzusammensetzungen der Bodenprofile 1, 2, 8, 11  
fS = Feinsand, gU = Grobschluff, mU = Mittelschluff, fU = Feinschluff, T = Ton

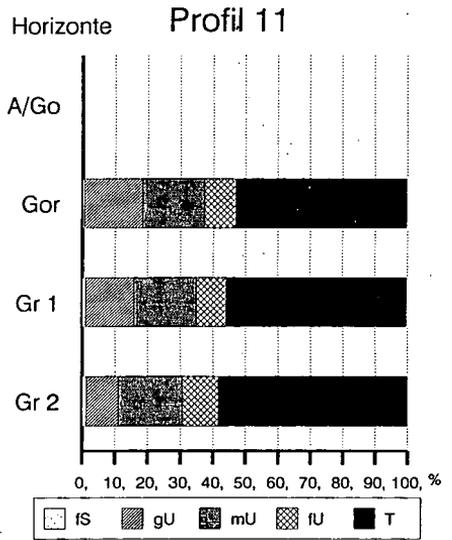
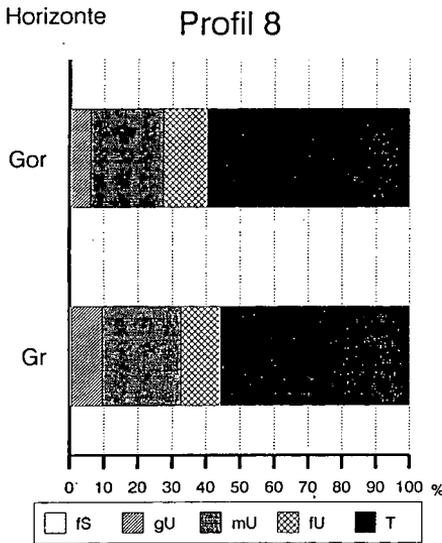
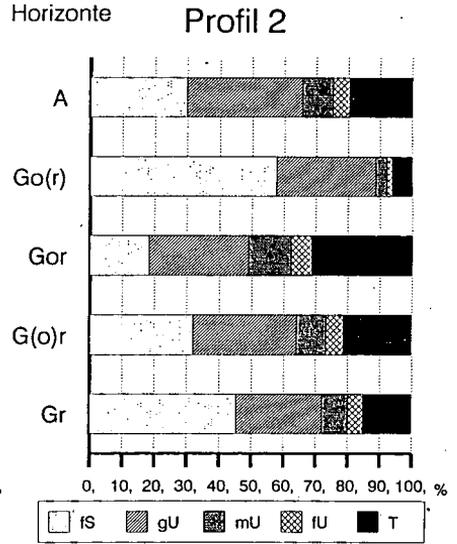
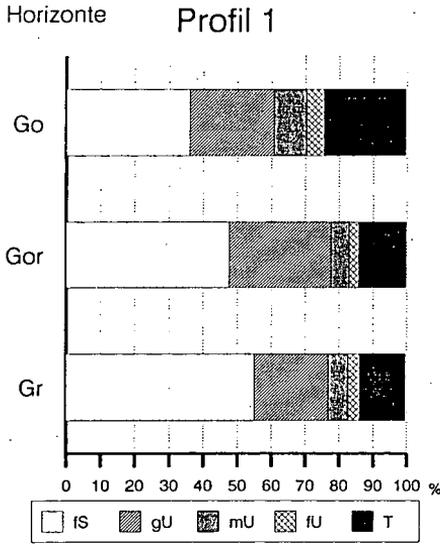


Tabelle 1: Bodenchemische Kenndaten der Bodenprofile 1, 2, 8, 11

Pr. Nr.	Tiefe cm	Horiz.	pH		Redoxp.	CaCO <sub>3</sub> %	Ton/Carbo- nat-Verh. %	C %	N ‰	C/N	Ton/C- Verh.	Sges. mg/g	austauschbare und in Lösung befindliche Kationen in %					Ca/Mg Salz- Verh. gehalt ‰
			H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub>									TB	Na	K	Ca	Mg	
1.1	0-0,3	G <sub>O</sub>	8,0	7,8	+439	7,2	3,4	0,8	1,0	8,0	30	1,56	69,2	2,8	9,1	18,8	0,5	25,4**
1.2	0,3-10	G <sub>Or</sub>	8,1	7,8	+209	5,4	2,6	0,8	0,8	10,0	18	1,63	69,8	3,6	10,3	16,3	0,6	-
1.3	>10	G <sub>r</sub>	8,0	7,8	+ 60	7,0	1,9	0,8	0,7	11,4	17	4,48	62,8	3,6	15,0	18,6	0,8	-
2.1	0-18	A	8,3	7,6	+427	7,9	2,5	2,1	1,9	11,1	9	0,99	50,9	3,5	22,2	23,4	1,0	5,9**
2.2	18-40	G <sub>O</sub>	8,3	7,7	+454	5,0	-	0,7	0,6	11,7	-	0,34	47,9	2,6	23,9	25,6	0,9	-
2.3	40-60	G <sub>O(r)</sub>	8,3	7,7	+428	5,1	1,2	0,8	0,5	16,0	8	0,20	51,6	3,3	22,1	23,0	1,0	-
2.4	60-75	G <sub>Or</sub>	8,1	7,6	+125	7,6	4,1	2,9	1,9	15,3	11	0,86	59,3	4,1	13,9	22,7	0,6	-
2.5	75-90	G <sub>(o)r</sub>	8,0	7,7	-123	5,6	3,7	1,2	1,0	12,0	18	2,23	57,6	3,9	19,5	19,0	1,0	-
2.6	>90	G <sub>r</sub>	8,0	7,7	- 64	6,1	2,5	0,8	0,7	11,4	19	5,26	-	-	-	-	-	-
8.1	0-2	G <sub>Or</sub>	8,0	7,9	+294	11,8	5,0	4,4	5,7	7,7	14	5,18	72,8	2,5	6,6	18,1	0,4	21,2**
8.2	>2	G <sub>r</sub>	7,8	7,7	- 26	10,1	5,5	3,6	4,1	8,8	15	8,81	76,8	2,0	11,1	10,1	1,1	-
11.1	0-15	A/G <sub>O</sub>	7,6	7,5	+275	6,8	8,1*	5,0	4,5	11,1	11*	2,90	53,7	3,1	22,6	20,6	1,1	12,4**
11.2	15-60	G <sub>Or</sub>	7,5	7,6	+ 64	5,7	9,3	2,5	2,3	10,9	21	1,90	54,8	3,5	22,0	19,7	1,1	-
11.3	60-120	G <sub>r1</sub>	7,8	7,7	+ 71	8,6	6,5	1,6	1,6	10,0	34	1,61	62,6	2,7	15,9	18,9	0,8	-
11.4	>120	G <sub>r2</sub>	7,8	7,7	- 71	11,2	5,2	2,2	2,3	10,0	27	13,79	60,4	3,0	17,5	19,1	0,9	-

\* errechnet nach dem mittleren Tongehalt

\*\* errechnet nach dem mittleren Boden/Wasser-Verhältnis einer Messung im Jahresverlauf (unveröffentlicht)

## Zusammenfassung

Untersucht wurde die Bodenentwicklung in zwei Außendeichsgröden mit unterschiedlicher Geländemorphologie und Körnung. Der Geländemorphologie entsprechend nimmt die Bodenentwicklung im Ida-Außengroden (IAG), einem Standort in der Bucht des Jadebusens, kontinuierlich vom Watt zum Deich zu, während der terrassenförmige Aufbau des Deichvorlandes im Elisabeth-Außengroden (EAG), einem Standort der Außenküste, in gleicher Richtung eine diskontinuierliche Entwicklung bedingt. Der Tongehalt der Böden ist hier geringer als im IAG.

Die Böden des EAG zeigen insgesamt Merkmale einer weitergehenden Bodenentwicklung an als die des IAG. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, daß die Böden teilweise höher über MTHWL liegen als die des IAG. Die entsprechenden Merkmale sind: das Vorhandensein von A-Horizonten (im IAG nicht voll ausgebildet), der Beginn der G<sub>r</sub>-Horizonte z.T. bei 1 m Bodentiefe (im IAG höchstens bei 60 cm), höhere Redoxpotentiale, bis auf 5,9 ‰ absinkende Salzgehalte (geringster Wert im IAG 10,6 ‰) und bis auf 49% absinkende Anteile austauschbarer und in Lösung befindlicher Na-Ionen (geringster prozentualer Na-Anteil im IAG 54%).

Bei Böden beider Untersuchungsgröden mit ähnlicher Höhenlage besteht im EAG eine stärkere Belüftung, intensivere Entsalzung und fortgeschrittene Umladung der Bodenkolloide als im IAG. Andererseits ist die Entkalkung und die Erweiterung des Ca/Mg-Verhältnisses im IAG weiter fortgeschritten als im EAG. Hinsichtlich der A-Horizont-Ausbildung und der Ton/C-Verhältnisse bestehen kaum Unterschiede zwischen EAG und IAG.

## Literatur

- BRÜMMER, G. (1968): Untersuchungen zur Genese der Marschen. Dissertation, Universität Kiel
- GIANI, L. (1983): Pedogenese und Klassifizierung von Marschböden des Unterweserraumes. Dissertation Universität Oldenburg
- MÜLLER, W. (1954): Untersuchungen über die Bildung und Eigenschaften von Knickschichten in Marschböden. Dissertation, Universität Gießen
- PONS, L. J. & I. S. ZONNEVELD (1965): Soil Ripening and Soil Classification. Initial Soil Formation in alluvial Deposits and a Classification of the resulting Soils. Int. Inst. for Land Reclamation and Improvement. Publ. Nr. 13, Wageningen

**Internationale Übereinkunft für die Klassifikation  
von Böden**

von

**G.Schwerdtfeger \***

**1. Einleitung**

In der Bodenkunde können mehr zufriedenstellende Ergebnisse erzielt werden, wenn Systematik, Kartiereinheiten unter Berücksichtigung der Vergesellschaftung und Ordnung nach Nutzungsmöglichkeiten der Böden getrennt behandelt werden ( DUDAL, 1990 ).

**2. Empfehlung zur Bodenklassifikation der IBG**

Im vergangenen Jahrzehnt wurde von einer Arbeitsgruppe der IBG eine Empfehlung zur Bodenklassifikation erarbeitet ( International Reference Base for Soil Classification = IRB ) ( DUDAL 1990 ).

Tab.1: Eigenschaften von Böden

Nr.	Eigenschaft	FAO-Einheiten	Kennzeichnung
1.	Organic	Histosols	Ansammlung von organischer Substanz ( Moore u.a.)
2.	Vertic	Vertisols	Quellen und Schrumpfen
3.	Andic	Andosols	amorphe Alumino-Silikate aus vulkanischem Material
4.	Podzic	Podzols	Ansammlung im Bhs-Horizont von Eisen und Humus
5.	Stagnic	Planosols, Plinthosols	Stauwasservorkommen
6.	Ferralic	Ferralsols	Ansammlung v. Sesquioxiden durch starke Verwitterung
7.	Nitic	Nitosols	tonreich d. Verwitterung
8.	Luvic	Luvisols, Alisols	Tone mit hoher Aktivität
9.	Lixic	Lixisols, Acrisols	Tone m.niedriger Aktivität
10.	Fluvisc	Fluvisols	regelmäßiger Zuwachs von alluvialen Ablagerungen
11.	Gleyic	Gleysols	deutl.Grundwassereinfluß
12.	Salic	Solonchaks	deutliche Ansammlung von löslichen Salzen
13.	Sodic	Solonetz	Sättigung m.Natriumsalzen
14.	Chernic	Cernozems, Kastanozems, Phaeozems u.Greyzems	Obere Horizonte mit gesättigter organischer Substanz
15.	Gypsic	Gypsisols	deutl.Gipsablagerung
16.	Calcic	Calcicols	deutl.CaCO <sub>3</sub> -Ablagerungen
17.	Modic	Humic Cambisols	oberflächennah ungesättigte organische Substanz
18.	Cambic	Cambisols	Verwitterung in situ
19.	Anthric	Anthrosols	überwieg.menschl.Einfluß
20.	Primic	Regosols, Arenosols, Leptosols	Fehlen eines deutlichen Profils oder flachgründig

\*) Am Tannenmoor 34, 3113 Suderburg

Als Ergebnis der IRB-Beratungen wurden Eigenschaftswörter für 20 Hauptbodengruppen vorgelegt. Bis auf Organic sind diese Begriffe sprachliche Neuschöpfungen der Bodenkunde, die nicht in der englischen Umgangssprache vorkommen. Diese Bodeneinheiten erfassen die wesentlichen Böden der Weltbodenkarte der FAO/UNESCO.

Für jede der vorstehenden Hauptbodengruppen ist ihr Verbreitungsgebiet in oft mehreren Klimazonen der Erde und ihre Flächenausdehnung in 10 Millionen ha angegeben. Nur für die durch menschlichen Einfluß entstandenen Anthrosols sind 2 Millionen ha genannt.

Zusammen mit den 995 Millionen ha Felsen, Dünen sanden, Salzseen und anderen nicht zur Bodenbildung fähigen Flächen ergibt sich eine nicht ständig mit Eis bedeckte Landfläche von 13 392 Millionen ha. Die zunächst qualitative Ansprache der vorstehenden Hauptbodengruppen ist durch morphologische Begriffe zu ergänzen. Hierbei ist das kennzeichnende Pedon mit einer bestimmten Horizontfolge der Zentralbegriff (DUDAL 1990).

Die Öffnung der Grenzen in die CSFR hat es ermöglicht, während der DBG-Tagung 1991 in Bayreuth auch eine zweitägige Exkursion nach Böhmen anzubieten. Dabei ist neben der CSFR-, Soil Taxonomy- und FAO-Systematik auch IRB aufgeführt. Es wurden Böden mit den Eigenschaften podzic, vertic, chernic, stagnic und gleyic vorgestellt (NEMECEK u.a., 1991).

### 3. Klassifikation und Bodeninformationssystem

Auch die modernen Bodeninformationssysteme gehen von möglichst zahlreichen, punktuellen Profilaufnahmen im Gelände aus. Nur ein im allgemeinen geringer Anteil dieser Profile wird horizontal beprobet und im Labor zur Ermittlung der vollständigen Bodeneigenschaften analysiert. So ist die Flächendatenbank, die in Niedersachsen eine Größenordnung von 10 000 000 Einzelprofilen erfassen wird, durch eine Labordatenbank mit etwa 5 000 Stützpunkten ergänzt. Nur eine Teilmenge von 90 Stützpunkten wird zur Ermittlung von Bodenveränderungen zur Dauerbeobachtung ausgewählt (OELKERS in KUNTZE u.a., 1991).

### 4. Horizontansprache

Bei der Profilaufnahme im Gelände wird jeder Horizont mit einem Symbol angesprochen. Zum Ausbau der IRB sind daher jeder durch ein Eigenschaftswort angesprochenen Bodeneigenschaft die kennzeichnenden Horizontsymbole oder Horizontfolgen zuzuordnen. Hierzu müssen zunächst die englischen Adjektive der Bodeneigenschaften in deutsche Adjektive übersetzt werden. Die in Tabelle 2 aufgeführten Horizontsymbole entsprechen weitgehend denen der "Bodenkundlichen Kartieranleitung" (3. Auflage, 1982) (FINNERN, 1990) und DIN 4047, Teil 3 (1984). Mit den sich daraus ergebenden Horizontfolgen können Bodentypen und deren Subtypen in kurzer Form beschrieben und gegeneinander abgegrenzt werden. Horizonte sind in ihrer vertikalen Ausdehnung in Zentimetern im Gelände direkt mit bloßem Auge zu erkennen. Eine manuelle Probenahme ist möglich. Aufgrund dieser Dimension ist der Horizont

das am leichtesten erfaßbare und praktischste Niveau einer Bodendecke (BAIZE,1990). Jeder Horizont wird dabei durch einen oder mehrere, kombinierte Großbuchstaben (Hauptsymbole) gekennzeichnet. Mit zugefügten Kleinbuchstaben (Merkmalssymbole) werden besondere Horizontmerkmale beschrieben. Geogene und anthropogene Merkmale werden dem Hauptsymbol vorangestellt, pedogene nachgestellt ( KUNTZE u.a.,1991). Genauere Bezeichnungen, wie die Horizontsymbole Ah, Bs, Bt usw. können erst später nach weiterer Abklärung in die Tabelle 2 eingesetzt werden.

Tab.2: Eigenschaften der Böden und kennzeichnende Horizonte

Bodeneigenschaften		Horizont	
Englisch	Deutsch	-Symbol	-folgebeispiel
1. Organic	vermoort oder moorig	H	hH/uH/nH/F/IIGr
2. Vertic	tonreich	P	Ah/P/PCv/Cn
3. Andic	aus vulkanischen Aschen	B	Ah/Bv/Bvs/Cv/Cn
4. Podzic	podsoliert oder gebleicht	B	L/Of/Ah/Ae/Bhs/C
5. Stagnic	Stauwasser vernäßt	S	AhSw/Sw/IISd
6. Ferralic	Al- und +Fe-reich	B	Ah/Bu/Cv/C
7. Nitic	tonreich m. feinem Gefüge	B	Ah/Btv ??
8. Luvic	sorptionsstarke Tone	B	Ah/Bv ??
9. Lixic	sorptionsschwache Tone	B	Ah/Bv ??
10. Fluvic	Auenablagerungen	M	Ah/aMBv/aC/Go/Gro
11. Gleyic	Grundwasser vernäßt	G	GoAh/Gor/Gr
12. Salic	salzangereichert	z	Ahz/Bz/Cz/C
13. Sodic	mit hoher Na-Belegung		
14. Chernic	schwarzerdeähnlich	A	Ah1/Ah2/AC/C
15. Gypsic	gipshaltig		
16. Calcic	carbonathaltig	c	Ach/Tc/Cc
17. Modic	basenarm	B	Ah/Bv/lCv/lCn
18. Cambic	verbraunt	B	Oh/Ah/Bv1/Bv2/Cv
19. Anthric	verändert (v. Menschen)	Y R	jYAh/jY/IIY
20. Primic	flachgründig, carbonatfrei	i	Ai/lCn

Mit dieser Horizontansprache wird die räumliche Ausdehnung einer Kartiereinheit kombiniert. Dabei ist die Verwendung von Luft- und Satellitenbildern sinnvoll.

### 5. Schlußfolgerungen

Die für IRB ausgewählten 20 Bodeneigenschaften sind eine weise Beschränkung. Dies wird deutlich an dem gleichzeitig in Kyoto vorgelegtem französischen Bodenkundlichen Bezugssystem ( BAIZE, 1990 Seite 140 -150 ). Dort sind Adjektive für über 200 Bodeneigenschaften veröffentlicht.

In fünf Folgereferaten im gleichen Symposium in Kyoto wurden die für die Entstehung der Bodeneigenschaften wichtigen Prozesse der Bodenbildung angesprochen. Diese morphogenetischen Untersuchungen sollten auch in Zukunft den Vorrang vor Laborwerten zur Abgrenzung der einzelnen Bodenkategorien haben.

In Tabelle 2 sind nur drei Hauptsymbole der deutschen Bodensystematik nicht aufgeführt - E für aus aufgetragenem Plagenmate-

rial entstandene Eschböden; F für Mudden und O für organische Substanz. Letztere umfaßt als OL auch die Ansprache für wenig zersetzte organische Substanz.

In dieser Tabelle kann die Übersetzung ins Deutsche für die Bodeneigenschaften nur ein erster Vorschlag sein. Um die erstrebte internationale Vereinheitlichung zu erreichen, sollten möglichst viele Sprachen einbezogen werden. Für einige Eigenschaften, wie Sodie und Gypsic, fehlen Hauptsymbole in der deutschen Bodensystematik. Zur internationalen Öffnung der Bodeninformationssysteme sind zwar weitere Absprachen für die Bodeneigenschaften erforderlich. Doch in der Anzahl ist die bereits vorstehend geforderte weise Beschränkung zu wahren. Dies ist in der US-Klassifikation bei der Horizontansprache weitgehend gelungen. Mit den sechs Großbuchstaben O, A, E, B, C und R können alle Haupthorizonte (master horizons and layers) beschrieben werden (SOIL SURVEY STAFF, 1990). Für deren Ergänzung durch nachgestellte, kleingeschriebene Suffixe reicht das Alphabet aus. Ob für die weitere Horizontansprache deren Untergliederung in die beiden Bereiche des Ober- und Unterbodens zweckmäßig ist, kann nur in intensiver Aussprache mit den amerikanischen Kollegen geklärt werden.

Die nächste internationale Gelegenheit dazu wird auf dem 1994 in Mexiko stattfindenden IBG-Kongreß gegeben sein. Dort ist ein halbtägiges Symposium über Bodenhorizonte vorgesehen.

Es ist nicht zu erwarten, daß in dieses IBG-Symposium die Anwendung von Horizontfolgen in Bodeninformationssystemen einbezogen werden kann. Trotzdem sollte dieses Thema im Rahmen der DBG-Kommission V oder einer ihrer Arbeitsgruppen zusammen mit der Anwendung der IRB in Deutschland in nächster Zeit behandelt werden.

## 6. Zusammenfassung

Für das beim Int. Bodenkundekongreß 1990 in Kyoto vorgestellte Bodenbezugssystem (International Reference Base for Soil Classification = IRB) werden die 20 genannten Bodeneigenschaften ins Deutsche übersetzt (Tab. 1) und durch Horizontsymbole und Beispiele für Horizontfolgen ergänzt (Tabelle 2). Probleme einer internationalen Vereinheitlichung der Horizontansprache in Verbindung mit Bodeninformationssystemen werden angesprochen.

## 7. Literatur

- AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover, 3. Auflage.
- BAIZE, D. (1990): Referentiel Pedologique, Presentation au Congress Int. de Science du Sol, Kyoto, AFES, Plaisir
- DUDAL, R. (1990): An International Reference Base for Soil Classification (IRB), Transactions 14th International Congress of Soil Science, Vol. V, 38-42.
- FINNERN, H., (1991): Bodenkartierung in den Altbundesländern; Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 65, 71-74.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN und G. SCHWERDTRFEGER (1991): Bodenkunde, UTB 1106, 5. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, (im Druck).
- NEMECEK, NOVAK u. a. (1991): Exkursion Erzgebirge-Budweiser Becken-Böhmerwald (CSFR), Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 64, 121-138.
- SOIL SURVEY STAFF, (1990); Keys to Soil Taxonomy, fourth edition, SMSS technical monograph no. 6. Blacksburg, Virginia.

### Zur Kenntnis von Schwarzerden auf der Sontheimer Hochterrasse

von

Karl Stahr und Michael Thater\*)

Die Genese von Böden mit mächtigen schwarzen mineralischen Oberböden auf der Sontheimer Hochterrasse in einem überdurchschnittlich feuchten (670 mm/7,4° C) aber relativ kontinentalen Klima bot bereits mehrfach Anlaß zu bodenkundlicher Bearbeitung (Ostendorff und Beinroth, 1964). Basierend auf neueren hydrogeologischen Erhebungen (Schloz, 1979 und 1988) und einer bodenkundlichen Detailkartierung (Geologisches Landesamt, 1989) wurden 8 Bodenprofile, die das Spektrum der auf der Sontheimer Hochterrasse vorkommenden Böden erfassen sollten, eingehend profilmorphologisch und laboranalytisch untersucht.

Die Sontheimer Hochterrasse lehnt sich nach Südosten an den abtauchenden Körper der verkarsteten Schwäbischen Alb zwischen den Ortschaften Langenau und Sontheim an der Brenz an. Sie erstreckt sich zwischen den Auen der Flüsse Nau und Brenz, nach Südosten grenzt sie meist mit deutlich erkennbarer Terrassenkante an die stark vermoorte Niederterrasse der Donau. Unterlagert werden alle Terrassensedimente von feinsandigen Mollassesedimenten der Brackwasser- bzw. Oberen Süßwassermolasse. Sowohl die Hochterrasse als auch die Niederterrasse wird von einem 2 m - 3 m mächtigen sandigen Kieskörper gebildet. Im mittleren Teil, bei der Ortschaft Riedhausen, war die Eintiefung zwischen Hoch- und Niederterrasse ca. 5 m. Während auf der Hochterrasse bis zu 4 m schluffige Sedimente lagern, wuchs nach einer spätglazialen und präborealen Trockenzeit mit relativ niedrigen Grundwasserständen in der Donauniederung vom Präboreal bis ins Atlantikum über der Niederterrasse ein bis zu 5 m mächtiger Torfkörper unterbrochen von Sinterkalkbänken auf. Auf der Hochterrasse liegen schluffige Ablagerungen in einer Mächtigkeit von 3 - 4 m über dem Kieskörper. Untersuchungen an Proben der ersten 2 m bei den untersuchten Bodenprofilen ergaben eindeutig, daß es sich bei dem Material um Löß handelt. Die Lage auf der Hochterrasse und die Mächtigkeit legen nahe, daß es sich hierbei um jüngeren Würmlöß handelt. Inwieweit die Hochterrasse aus zwei unterschiedlichen Stufen besteht und noch eiszeitliche Hochflutlehme bzw. interglaziale oder stadiale Bodenbildungen im tieferen Teil enthält, wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht geprüft. Für Löß als bodenbildendes Substrat sprachen außerdem die Körnung, bei der Grobschluff größer als Mittelschluff, die Summe aus Grobschluff und

---

\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

Mittelschluff > 70 % der kalkfreien Feinerde, der Feinsand sehr viel stärker als Mittel- und Grobsand, vertreten war. Die gesamte Sandfraktion in allen untersuchten Proben lag zwischen 1 und 3 %, eine einzige Probe erreichte 6,1 %. Das schluffige Material der C-Horizonte weist ein Kohärentgefüge mit vielen Nadelstichporen auf und hat eine Lagerungsdichte zwischen 1,5 und 1,6 kg x dm<sup>3</sup>. Kalkgehalte zwischen 15 und 20 % entsprechen benachbarten Löß. In den Profilen konnten unzerstörte Schneckengehäuse der Art *Succinea oblonga* gefunden werden, die einen fluviatilen Transport nicht überstanden hätten. Die Erhaltung der mächtigen Lößdecke weist darauf hin, daß die Hochterrasse auf jeden Fall während des Jungwürms nicht mehr überflutet wurde.

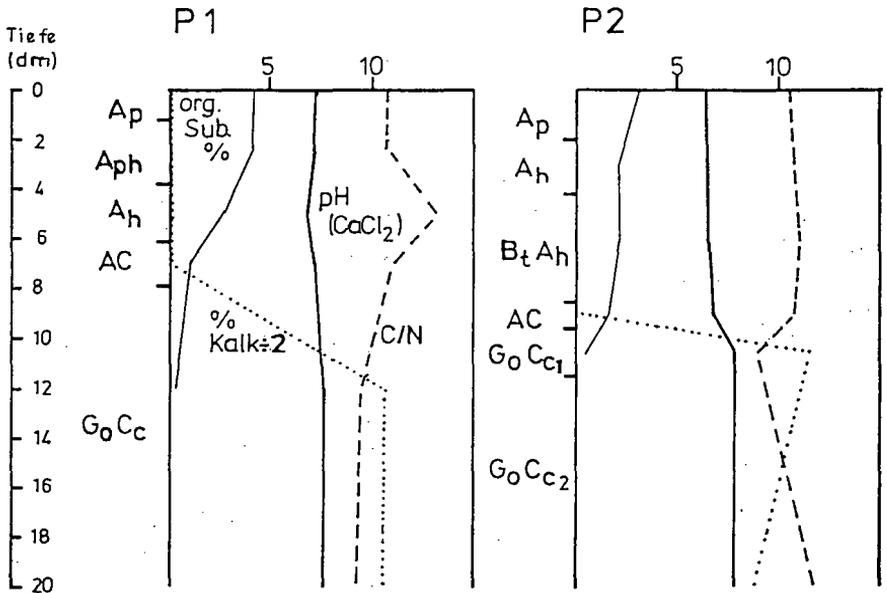


Abb. 1: Tiefenfunktionen von Humus, Kalk, pH und C/N für zwei Parabraunerde-Tschernoseme auf der Sontheimer Hochterrasse bei Ulm

Anhand des untersuchten Mineralbestandes der Korngrößenverteilung und der Gefügeparameter im Untergrund sind die Substrate als nicht geschichtet zu betrachten (Thater und Stahr, 1991). Die Humustiefenfunktion zweier ausgewählter Profile (Abb. 1) weist bei hohem Niveau eine gleichmäßige Abnahme von der Bodenoberfläche bis ca. 1 m auf. Die humosen Oberböden weisen geringe Restkalkmengen (P1) oder Entkalkung der humosen Horizonte aber noch hohe Basensättigung auf (P2). Die C/N-Verhältnisse aller Böden liegen zwischen 9 und 12. Für die beiden Beispielsprofile lassen sich die wichtigsten bodenbildenden Prozesse quantifizieren, wobei das entkalkte Profil P2 - insbesondere bei Verbraunung und Tonverlagerung - eine stärkere Entwicklung zeigt.

Donauried - Sontheimer Hochterrasse		
Prozesse	kg/m <sup>2</sup>	
	P 1	P 2
Humusakkumulation	30,4	31,2
Entkalkung	167	222
Tonbildung/Verlehmung	47	48
Fe-Oxidbildung/Verbraunung	2,0	6,4
Tonverlagerung	9,5	12,8
Gefügebildung (sub, pris)	bis 79 cm	bis 96 cm
Reduktomorphie (Go kein Gr)	ab 79 cm	ab 96 cm

Tab. 1: Ausmaß bodenbildender Prozesse zweier ausgewählter Parabraunerde-Tschernoseme auf der Sontheimer Hochterrasse

Versucht man, die beschriebenen Böden in die Systematik der Bundesrepublik Deutschland einzuordnen (Arbeitskreis Bodensystematik, 1985), so erscheint es hilfreich, die diagnostischen Kriterien enger als bisher üblich zu fassen (Leßmann-Schoch et al., 1987). Um mit internationalen Klassifikationen weitgehend übereinzustimmen, wird vorgeschlagen, daß alle Kriterien für einen molligen A-Horizont erfüllt sein müssen und außerdem Mächtigkeit des Humuskörpers Rest- oder Sekundärkalk und Bioturbation nachzuweisen sind (vgl. Tab. 2).

Schwarzerden (Tschernoseme) sind gekennzeichnet durch:
<p>1. Molligen A-Horizont</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Farbe dunkler 3,5 / 3,5 (feucht)</li> <li>- erhöhter Humusgehalt (&gt; 0,6 % bis AC)</li> <li>- Basensättigung &gt; 50 %</li> <li>- günstiges stabiles Gefüge (verhärtet nicht bei Austrocknen)</li> </ul>
<p>2. Mächtiger Humuskörper</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- &gt; 40 cm (&gt; 25 cm mollig)</li> </ul>
<p>3. Restkalk in A und/oder Sekundärkalk in AC oder C</p>
<p>4. Starke Bioturbation d.h.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Krotowinen</li> <li>- Regenwurmgänge</li> <li>- Bioaggregate</li> <li>- verzahnte Horizontübergänge</li> </ul>

Tab. 2: Bedingungen für die Einstufung von Böden als Tschernoseme

Zieht man diese Kriterien heran, ergänzt durch die Definitionen zur Untergliederung, so sind von den 8 untersuchten Böden 3 als Parabraunerde-Tschernoseme (inklusive P1 und P2), 3 als Tschernosem-Parabraunerden, 1 als Gley-Tschernosem, sowie 1, der sich in einer kleinen Depression der Hochterrasse fand, als kolluvial überdecktes Niedermoor zu bezeichnen. Aufgrund der Abschätzung der Zeitdauer der Bodenentwicklung, der aktuellen Beobachtung des Grundwasserstandes und der reduktomorphen Profilmerkmale wird zunächst davon ausgegangen, daß bei den Parabraunerde-Tschernosemen und Tschernosem-Parabraunerden während der mindestens 8.000 Jahre währenden Bildungsphase die Grundwasserstände tiefer als 2 m unter Flur lagen. Bei den übrigen, stärker hydromorphen Profilen reichte der direkte Grundwassereinfluß mehr als 1 m an die Geländeoberkante. Mikromorphologische Untersuchungen, absolute Altersdatierungen und intensivere pollenanalytische Untersuchungen könnten noch zur weiteren Aufhellung der Bildungsphasen dienen.

#### Literatur:

- Arbeitskreis Bodensystematik, 1985: Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Mittlgn. Deutsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 44, 90 S., Göttingen.
- Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, 1989: Abschlußbericht zu den bodenkundlichen Untersuchungen in Schutzzone I + II des Wasserschutzgebietes Donauried für den Zeitraum 1/88-6/89; mit 4 Karten (Boden-, Deckschichten-, Grundwasserstands- und Torfmächtigkeitskarte) für WSG Donauried 1:10 000. Freiburg im Brsg., Selbstverlag.
- Leßmann-Schoch et al, 1987: Zur systematischen Stellung und Bodenentwicklung des Tschernosems des Oberrheintales und der Smonica in Rheinhessen. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 151, 9-14, Weinheim.
- Ostendorff, E. & F. Beinroth, 1964: Aueschwarzerden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 106, 97-107, Weinheim.
- Schloz, W., 1988: Das Aquifersystem des Langenauer Donaurieds, Jh. geol. Landesamt Bad.-Württ., 30, 441-455, Freiburg im Brsg..
- Thater und Stahr, 1991: Zur Genese von Schwarzerden auf der Sontheimer Hochterrasse in der Donauniederung bei Ulm. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 154, 293-299, Weinheim.

## Einfluß verschiedener Nutzungsformen auf Bodenpotentiale

Dorothea Stasch & Karl Stahr

### PROBLEMSTELLUNG

Ein Standort kann neben seinen aktuellen Funktionen eine Vielzahl weiterer Leistungen erbringen. Er verfügt somit über mehr Leistungsmöglichkeiten (Potentiale) als jeweils in Anspruch genommen werden.

Ein zukunftsorientierter Bodenschutz (Vorsorgeprinzip) sollte möglichst viele dieser Potentiale erhalten und fördern, wobei besonders empfindliche und besonders schützenswerte Böden vorrangig erhalten werden sollten. Für die Definition von Schutzziele ist es notwendig zu wissen, welche aktuellen Funktionen und ungenutzten Potentiale mit welcher qualitativen Ausprägung ein Standort aufweist und welche Auswirkungen die Inanspruchnahme von Potentialen auf weitere Nutzungsmöglichkeiten hat.

Weitergehende Aussagen über die Belastbarkeit eines Bodens kann man machen, wenn die Empfindlichkeit eines Bodens gegenüber dem jeweiligen Belastungsfaktor bekannt ist. Unter Einbeziehung der voraussichtlichen Entwicklung des Belastungsniveaus können auch Angaben über die zukünftige Gefährdung gemacht werden.

Besondere Bedeutung im Hinblick auf den Schutz von Böden kommt einer standortverträglichen Nutzung zu. Bei zukünftigen Nutzungsentscheidungen sollten vorrangig die Potentiale in Anspruch genommen werden, die andere Funktionen oder Potentiale möglichst wenig in Mitleidenschaft ziehen. Aus der Empfindlichkeit und der Gefährdung konkreter Böden können Kriterien abgeleitet werden, welche Standorte bevorzugt zu schützen sind.

### POTENTIALBESTIMMUNG

Die Potentiale eines Bodens lassen sich durch einen Vergleich der Standorteigenschaften mit den Ansprüchen, die eine konkrete Nutzung an den Boden stellt, ableiten und mit Hilfe eines Bewertungssystems qualitativ beschreiben.

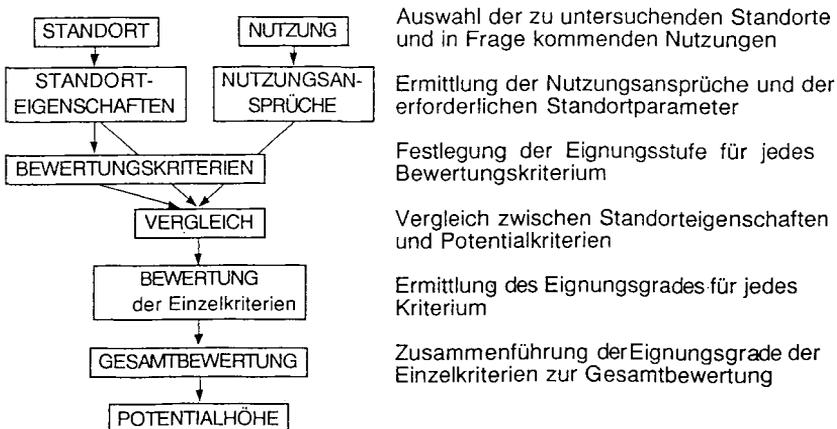


Abb. 1: Arbeitsschritte zur Bestimmung von Bodenpotentialen

Die hier vorgestellte Methodik wird für das Langenauer Ried bei Ulm beispielhaft angewendet. In Tab.1 sind für vier charakteristische Bodenformen die Standorteigenschaften dargestellt.

Tab. 1: Potentialbestimmende Bodenparameter der Leitprofile

Parameter	Hor./cm	Kalkhaltiges Niedermoor	Kalkreiches Niedermoor	Pseud.Parabr.-Tschernosem	Pseudogley-Tschernosem
Gründigkeit (cm)	-	100	100	100	100
Steingehalt (%)	0-30	<1	<1	<1	<1
Lagerungsdichte (g/cm <sup>3</sup> )	0-30	0,35	0,45	1,46	1,5
Gefügeform	0-30	krü	krü	subpol	subpol
Humusgehalt (%)	0-30	34,0	35,7	3,3	2,7
Tongehalt (%)	0-30	-	-	26,9	28,2
Ton-, mU-, fU-Gehalt (%)	0-30	-	-	62,8	62,9
pH	0-30	7,0	7,2	6,5	6,9
Luftkapazität (Vol.%)	0-30	17,7	16,4	3,1	4,0
KAK (mval/100g)	0-30	54,9	76,1	22,5	31,1
nFK (mm)	Wurzeln.	534	600	216	170
	0.30	53	142	73	55
Kap. Aufstieg (cm/d)	Wurzeln.	>5	2-5	0	0
	0-20	>5	0	0	0
kf (cm/d)	min.	1005	12	16	7
	min.0-40	2660	425	16	7
Grundwasserstand (m u. GOF)	min.	0	0,56	5,09	2,84
	max.	1,03	2,24	>6	5,07
	0	0,55	1,57	5,62	4,20
Hangneigung (%)	-	<1	<1	<2	<1
Ungleichförmigkeitsgrad	0-50	-	-	12	13

Für die Nutzungsformen Gemüseproduktion, Ackerbau, Grünland, Naturschutz, Grundwassernutzung und Bebauung wurden Anspruchskriterien erarbeitet. Tab. 2 zeigt die Kriterien für Gemüseproduktion.

Tab. 2: Kriterien zur Ermittlung des Bodenpotentials zur Gemüseproduktion

Kriterium	Hor./cm	Eignungsstufe			
		1	2	3	4
Gründigkeit (cm)	-	>100	60-100	40-60	<40
Lagerungsdichte (g/cm <sup>3</sup> )	0-30	<1.4	1.4-1.6	1.6-1.8	>1.8
Steingehalt (%)	0-30	<10	10-20	20-40	>40
Gefügeform	0-30	krü/sin	pol/subpol	platt/koh/pris	-
Luftkapazität (Vol.%)	0-30	>15	10-15	3-9	<3
nFK (mm)	Wurzeln.	>140	90-140	30-90	<30
kap.Aufstieg (mm/d)	Wurzeln.	>1	0-1	-	-
KAK (mval/100g)	0-30	>20	5-20	<5	-
Grund-o. Staurässe (cm u.GOF)	min.	>100	60-100	40-60	<40
Hangneigung (%)	-	<5	5-9	9-18	>18
mU-,fU-,T-Gehalt (%)	0-30	<10	10-20	>20	-

Die Auswahl eines geeigneten Bewertungsverfahrens ist eine wesentliche Voraussetzung der Potentialbestimmung. Nachfolgend wird eine Bewertungsmethodik vorgestellt die sich an dem Verfahren der „land evaluation“ (FAO 1977) orientiert.

Die einzelnen Bodeneigenschaften werden zunächst mit Hilfe von Literaturdaten bewertet. Für den gegebenen Zweck wurde eine 4-stufige Wertung (hoch-mittel-gering-keine) vorgenommen. Aus den Einzelkriterien kann sodann die Leistungsfähigkeit von Böden, ebenfalls 4-stufig (HOCH-MITTEL-GERING-KEINE) ermittelt werden. Die Gesamtbewertung erfolgt nach folgender Vorschrift (Tab.3):

Tab.: 3 Bewertungsmethodik

Leistungsfähigkeit Einzelkriterien	Anzahl der Einzelkriterien zur Einstufung der Leistungsfähigkeit			
	HOCH (P1)	MITTEL (P2)	GERING (P3)	KEINE (N)
hoch	<n-x	n-x	n-x	n-x
mittel	<x			
gering	0	<x	>x	
keine	0	0	0	>x

bei n <7: x=1; bei n 7-10: x=2; bei n >10: x=3

In Tab. 4 sind die Ergebnisse der Potentialbestimmung für die einzelnen Standorte dargestellt.

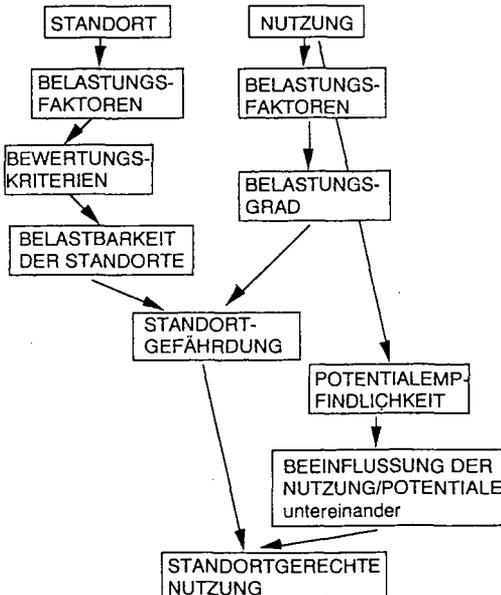
Tab. 4: Bewertung der ausgewählten Potentiale

Nutzung/Potential	Kalkhaltiges Niedermoor	Kalkreiches Niedermoor	Pseudv..Parabr.-Tschernosem	Pseudogley-Tschernosem
Gemüseproduktion	N	P2	P2	P2
Ackerbau	N	P2	P1	P1
Grünland	P3	P1	P2	P2
Naturschutz	P1	P1	P3	P3
Grundwassernutzung	N	P3	P1	P1
Bebauung	N	N	P2	P2

### BESTIMMUNG DER STANDORTBELASTBARKEIT UND POTENTIALEMPFINDLICHKEIT

Bei der Entscheidung über die Nutzung vorhandener Potentiale sollte auch berücksichtigt werden, welche Auswirkungen die geplante Nutzung haben wird.

In Abb. 2 wird dargestellt über welche Schritte die Belastbarkeit des Standortes und die Belastungsintensität der Nutzung/Potentiale erfaßt werden können.



Auswahl von für den Standort und für die Nutzung relevanten Belastungsfaktoren

Erarbeitung von Kriterien zur Einschätzung der Belastbarkeit

Ermittlung der von der Nutzung/Potential ausgehenden Belastungsintensität

Vergleich und Bewertung der Standorte

Vergleich der Belastbarkeit der Standorte mit dem Belastungsgrad der Nutzung

Erfassung der Empfindlichkeit - von Bodenpotentialen/Nutzungen gegenüber den jeweiligen Belastungsfaktoren

Einschätzung der Auswirkungen die von der jeweiligen Nutzung auf andere Potentiale ausgehen

Vergleich der Potentialhöhe/ Nutzungseignung, der Gefährdungen und der Auswirkungen der Nutzungen/Potentiale auf andere Potentiale. Aufstellung einer Nutzungshierarchie

Abb. 2: Arbeitsschritte zur Ermittlung der Standortbelastbarkeit und Potentialempfindlichkeit

Aus der Verknüpfung der Ergebnisse der Potentialbestimmung und der Standortgefährdungen sowie der Auswirkungen der Nutzungen/Potentiale untereinander ergibt sich für jede Bodenform eine typische Potential- bzw. Nutzungshierarchie (Tab.5).

Tab. 5: Hierarchie der standortgerechten Nutzungen/Potentiale

Standort	Gemüseproduktion	Ackerbau	Nutzung/Potential		Grundwassernutzung	Bebauung
			Grünland	Naturschutz		
Kalkhaltiges Niedermoor	-	-	2	1	-	-
Kalkreiches Niedermoor	3	3	2	1	2	-
Pseudv. Parabr.-Tschernosem	3	2	1	2	1	4
Pseudogley-Tschernosem	3	2	1	2	1	4

1 = standortverträglich  
 2 = mäßig standortverträglich  
 3 = gering standortverträglich  
 4 = nicht standortverträglich

### SCHLUSSFOLGERUNGEN

Unterschiedliche Bodentypen und Standorteigenschaften machen deutlich, daß Konzepte zum Schutz von Böden immer nur für bestimmte Standorte erarbeitet werden können. Um sinnvoll Böden schützen zu können, müssen ihre Potentiale sowie ihre Belastungen und Gefährdungen bekannt sein. Diese lassen sich aus bestimmbareren Bodenparametern ableiten.

Kennt man die relevanten Bodenbelastungen und deren Wirkungen auf potentialbestimmende Parameter, können Aussagen über die Gefährdung von Böden gemacht werden und Handlungsanweisungen zum Bodenschutz, d.h. zum Schutz und zur Entwicklung vorhandener Potentiale, gegeben werden.

Werden verschiedene Standorte nach einem einheitlichen System beurteilt und gibt es Vorgaben, welche Leistungen von Böden in einem Bereich als besonders erhaltenswert angesehen werden, können aus dem Bewertungsergebnis Nutzungs- und Schutzprioritäten abgeleitet werden.

### LITERATUR

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - Hannover.
- BAUER, A.F. (1967): Zur Methodik der ökologischen Wertanalyse. - Landschaft + Stadt 9 (1): 31-43.
- BIELKA, R. & GEISLER, T. (1980): Freilandgemüseproduktion. - Berlin.
- FAO (Hrsg.) (1977): A framework of land evaluation. - Wageningen.
- FRITZ, D. & STOLZ, W. (1973): Erwerbsgemüsebau. - Stuttgart.
- McRAE, S.G. & BURNHAM, C.P. (1981): Land evaluation. - Oxford.
- STAHR, K. (1985): Wie lassen sich Bodenfunktionen erhalten? - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 27: 181-204; TU Berlin.
- STAHR, K. & RENGGER, M. (1986): Böden: Eigenschaften - Potentiale - Gefährdung. - Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung: Bodenschutz - Räumliche Planung und Strategien, Heft 21: 1-10; Bonn.

Böden aus Trachyttuff-Verwitterungsprodukten im Pleiser Hügelland bei Bonn

Siegfried Stephan und Irmgard Brixy \*

**Einleitung**

Im Pleiser Hügelland am Nordrand des Siebengebirges bei Bonn wird die Vielfalt der Substrate an der Verzahnung von Rheinischem Schiefergebirge und Kölner Bucht noch um die Produkte des oligozänen Vulkanismus bereichert. Insbesondere Trachyttuff (verfestigter, kieselsäurereicher Tephrit) ist hier neben Löß ein wichtiges Substrat der Bodenbildung. Er ist unterschiedlich stark verwittert, smectitreich, allophanfrei und trägt zu Wasserstau und Hangrutschungen bei. Bodenkundlich haben sich mit dem Trachyttuff des Siebengebirges BESOAIN (1969), BALLMANN (1972) und SCHEGIEVAL (1976) beschäftigt. Gegenstand der vorliegenden Untersuchung sind charakteristische Ausprägungen der Trachyttuff-Komponente von Böden.

**Untersuchte Bodenprofile**

Vier Bodenprofile aus oder mit Trachyttuff zeigen seine unterschiedliche Lage und Aufarbeitung.

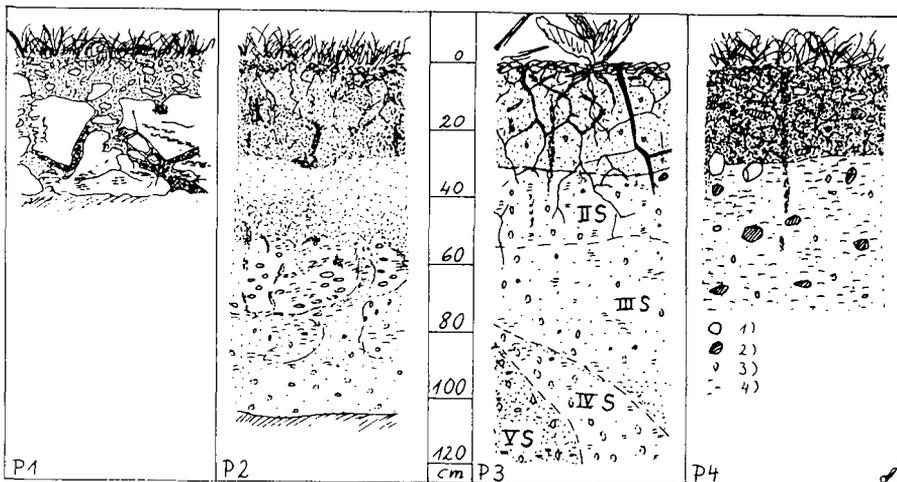


Abb. 1: Profilskizzen: 1) Quarz 2) Basalt 3) mürber Bims 4) Fe-Oxid

Typische Werte für Lößböden ohne Trachyttuff-Beimengung im Pleiser Hügelland sind 5-15% Sand, 50 - 55% Grobschluff, 15-25% Mittelschluff, ca. 20% Carbonat im C-Horizont, <750 mVal/kg KAK in der Tonfraktion, 65-75% Illit und 10% Smectit

\* Inst. f. Bodenkunde d. Universität, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

in der Tonfraktion sowie >1% K und >7% Mg am Sorptionskomplex. Sie dienen als Vergleichsgrundlage für die folgenden Untersuchungen an Profilen mit Trachytuff.

*P1 Hanggley-Ranker.*

R 2585,710, H 5620,775, 154 m NN, Mittelhang 33% NW unter einem Geländeknick (ehemalige Ackerterrasse), Weide.

Von der Hauptlage aus Tuff und LÖß sind noch 10 cm erhalten, in Spalten reicht sie tiefer. Auf sie beschränkt sich der Ap-Horizont. Darunter steht der von Klüften unterbrochene Tuff als IImCv-Horizont an. Er zeigt rotbraune Streifen, die durch Hangzugwasser entstanden sind. Der pH dieses Bodens liegt bei 6, der Gehalt an organischer Substanz in den oberen 5 cm bei 5%. Im Ap zeigt sich ein relatives Grobschluff-Maximum von 28% zwischen ca. 15% Sand und 14% Mittelschluff als Merkmal des Lösses. 34-37% Ton, 920 mval/kg KAK(Ton), 50-55% Smectit gegenüber 30-35% Illit im Ton und nur 0,4-0,7% K am KAK zeigen die Dominanz der Tuff-Komponente. Beide Komponenten sind im Bodendünnschliff gut sichtbar. Der IImCv enthält 60% Smectit. Das dithionitlösliche Eisen geht trotz der Eisenstreifen von 1,5% im Ap auf 0,3% im IImCv zurück.

*P2 Hangpseudogley-Braunerde*

R 2585,800 H 5620,620, 174 m NN, oberer Mittelhang 6% NW, Weide. In der Haupt- und Mittellage aus LÖß und Tuff (oben mit Terrassenkies) sind von 0-25 cm der Ap-, dann bis 50 cm der Bv-Horizont ausgebildet. In der Basislage aus Tuff in

Tab.1: Mikrosondenanalysen

Element	mMol/l	%	Element	mMol/l	%
<b>Weißer Tonsaum</b>					
Si	4050	65	Si	8558	62
Al	1304	21	Al	2641	19
Fe	458	7	Fe	1437	10
Ti	38	1	Ti	147	<1
Mg	155	2	Mg	603	4
Ca	153	2	Ca	397	3
K	43	1	K	47	<1
Na	<19	<1	Na	<11	<1
<b>Trachytglas</b>					
Si	6028	62	Si	5127	54
Al	1821	19	Al	2854	30
Fe	1148	12	Fe	725	8
Ti	32	<1	Ti	48	1
Mg	364	4	Mg	242	3
Ca	285	3	Ca	193	2
K	23	<1	K	216	2
Na	<7	<1	Na	28	<1
<b>gelber Tonbelag</b>					
Si	5394	61	Si	476	59
Al	2077	24	Al	209	26
Fe	628	7	Fe	42	5
Ti	104	1	Ti	4	<1
Mg	177	2	Mg	26	3
Ca	108	1	Ca	17	2
K	273	3	K	30	4
Na	32	<1	Na	<1	<1

parautochthoner Lage mit mürben und frischeren Bimskörnern folgt dem IIScV in 90 cm Tiefe der IILcV.

Ap und Bv weisen 39-43% Grobschluff auf, 60-65% der Tonfraktion bestehen aus Illit und die potentielle KAK(Ton) beträgt 710 bzw. 760 mval/kg. Daraus kann auf Dominanz der Löß-Komponente geschlossen werden. Der Smectitgehalt der Tonfraktion von 25% zeigt eine Tuff-Beteiligung an. Der relativ hohe Tongehalt von 27 bzw. 30% spricht für Toneinwanderung. In den Dünnschliffen sind im Lößlehm Bimskörnchen zu sehen, und der Schluff aus 42 cm Tiefe zeigt eingewanderten Ton auf Leitbahnwänden. Die Horizonte IIScV und IILcV zeigen einen Rückgang des Tongehaltes auf 21-22%, eine Abnahme des Grobschluffs über 23 auf 17% und einen Anstieg des Feinsandes auf 19-21%. Dies trifft mit einem höheren Gehalt an Bimskörnern zusammen. Zugleich sinkt der Illitgehalt auf 10-20% und der Smectitanteil steigt über 60 auf 80% der Tonfraktion. Die pH-Werte im Profil liegen zwischen 6,5 und 6,1, der org.Kohlenstoff unter 2%.

Trotz Abnahme des Tongehaltes verdoppelt sich die potentielle KAK beim Übergang zur Basislage von 20-23 auf 53-54 mval/kg. Rechnet man sie allein der Tonfraktion zu, so hätte diese extreme Werte von 2360-2540 mval/kg Ton. Man muß also mit einer hohen KAK in größeren Fraktionen rechnen, was für Pyroklastika ein bekanntes Phänomen ist (vgl.z.B. BALLMANN 1972). Im Dünnschliff findet man weiße Tonsäule in den Gasporen von Bimskörnern, die nach Analysen mit der Mikrosonde (Tab.1) aus Smectit bestehen. Dieser Smectit kann durch Zerstörung der Bimskörner freigesetzt werden. Die graue Matrix der Bimskörner zeigt keinerlei Doppelbrechung und ist wahrscheinlich noch nicht entglast. Ihre Zusammensetzung ist dem weißen Ton sehr ähnlich. Bei diesem Material ist die Dispersion für die Korngrößenbestimmung sehr problematisch: die angewitterten Bimskörner zerbrechen sukzessive, und vor allem durch Ultraschall-Behandlung läßt sich der gemessene Tongehalt erheblich steigern. Es ist kaum möglich, hier eine Korngrößenverteilung sinnvoll zu definieren.

Der Dünnschliff zeigt außerhalb der Bimskörner in Poren eisenreichen Ton, der eingewandert sein dürfte. Er enthält mehr K (vgl. Tab.1), dürfte illitreich sein und aus hangendem, vielleicht abgetragenen Lößlehm ausgewandert sein.

### 3 Braunerde-Pseudogley

R 2585,545 H 5619,830, 189 m NN, Oberhang 5% SW, Acker (Mais). Die Hauptlage aus stark zerteiletem Trachyttuff, Lößlehm, Basaltkörnern und Terrassenkies bildet den 30 cm mächtigen SAp. Die Mittellage enthält neben Trachyttuff Löß und Basaltkörner, reicht tiefer als 120 cm und besteht aus verstellten Schuppen, die wir als präholozän bewegte Rutschmassen aus Fließerden auffassen. Die Schuppen (IIS - VS) sind teils keilförmig verzahnt. Das Material neigt zu vertisolartigem tiefem Aufreißen und Selbmulching an der Oberfläche. Der SAp ist auf pH 7 aufgekalkt, enthält kein freies Carbonat und 1,8% C(org.). Die Tuffdominanz ist schon bei der Fingerprobe durch Klebrigkeit zu erkennen, führt zu einem Tongehalt von 39% mit 60% Smectitanteil, jedoch nur zu 890 mval/kg potentieller KAK bezogen auf die Tonfraktion. Eine gedämpfte Farbe, 6,8% K an der KAK und 25% Illit im Ton zeigen die Anwesenheit von Lößlehm. Der makroskopisch erkennbare Gehalt an Basaltkörnern wirkt sich auf das dithionitlösliche Eisen (0,8%) nicht aus. Sekundärer Chlorit wurde nicht gefunden. Die Mittellage ist versauert (pH 4,4) bei 82-87% Basensättigung (davon 63-68% Ca), enthält wenig Löß (<20% Grobschluff, weniger K am Sorptionskomplex und bis auf VS nur 15% Illit im Ton), aber viel Tuff (60-65% Smectit im Ton, ca 500 mval/kg KAK). Mit 2110-3260 mval/kg ist wiederum der Bezug auf die Tonfraktion sinnlos. Besonders die 20-27% Mittelsand, die allerdings nicht nur Bimskörner darstellen, sondern von denen einige Basaltkörner abzuziehen sind, müssen zur KAK beitragen. Die Rutschschuppen IIS-IVS sind sehr plastisch, was nach FELIX-HENNINGSSEN (1990) auf Kryoklastik zurückgeführt werden kann. VS ist reich an mürben Bimskörnern (27% Mittelsand) und hat eine entsprechende KAK (500 mval/kg bei nur 15% Ton).

#### P4 Pseudogley

R 2585,865 H 5619,810, 190 m NN, Verebnungsfläche, ca 1% SW, Wiese am Waldrand. Die Hauptlage aus LÖB mit Tuffzersatz, wenig Basalt und Terrassenkies enthält 25% Kaolinminerale in der Tonfraktion, deren Herkunft unklar ist. Es ist bekannt, daß der Trachyttuff lokal größere Anteile an Kaolinmineralen enthält; sie können aber auch aus Resten der cretazisch-tertiären Verwitterungsdecke stammen oder aus ihrem Derivat, dem Tertiärton, den wir allerdings in dieser Höhenlage nicht mehr erwarten. Auch eine pedogene Bildung in situ ist nicht ausgeschlossen. Die 27 cm mächtige Hauptlage ist als SwAp-Horizont ausgebildet. Die folgende, als IISd benannte Mittellage besteht aus Tuffzersatz mit LÖB und Basaltstücken bis 5 cm ø.

Der Boden ist sauer mit pH 4,1-4,6 und einer Basensättigung, die nach unten von 52 auf 72% ansteigt. Dennoch erlaubt eine gute Humusform bei Oberhanglage einen maiglöckchenreichen Perlgras-Buchenwald mit Regenwürmern und Buchenwurzeln bis tief in den IISd. Der SwAp hat 1,5% C(org.). Die Analysen des SwAp weisen mit 60% Illit in der Tonfraktion (gegen 5% Smectit) und 3,8% K bei den sorbierten Basen auf Lößlehm-Dominanz hin, der Kaolinitanteil von 25% im Ton wurde bereits erwähnt, auf die Tuffkomponente gibt es dagegen keinen analytischen Hinweis. Im IISd nimmt der Lößlehm ab, wobei der K-Anteil an der Basensättigung im IISd2 (40-80 cm) noch 1,3% beträgt und der Illitanteil auch erst im IISd2 zurückgeht, und zwar auf 45%. Die Tuffkomponente macht sich nun zunehmend bemerkbar: Der Tongehalt steigt auf 45-46%, der Smectitgehalt des Tons über 20 auf 30% und der Mg-Anteil an der Basensättigung über 11 auf 17%. Der Kaolinit geht auf 10-15% der Tonfraktion zurück. Die auf Klüften graue Mittellage mit Eisenrückzug in die Aggregate, hohem Tongehalt und (trotz Basaltgehalt) pH 4,1-4,3 erinnert an die Grauplastosole aus Schieferzersatz. Smectitgehalt, vertische Eigenschaften und Ökologie sprechen gegen eine Anknüpfung an die tropischen Plastosole, so daß uns derzeit nur die Zuordnung zum Pseudogley gerechtfertigt erscheint.

#### Folgerungen

Zum Verständnis der Böden mit oder aus Trachyttuff sind Besonderheiten der Deckschichten wichtig. Allgemein ist die HAUPTLAGE eher locker, aber bei stärkerem Gehalt an Tuffzersatz (Smectit!) neigt sie zu Quellung und Schrumpfung. MITTEL- und BASISLAGEN sind verdichtet und geben Anlaß zu Staunässe und Rutschungen, was durch den hohen Tongehalt des Tuffs verstärkt wird, sofern dieser hinreichend zerteilt ist. Die speziellen Eigenschaften der Deckschicht-Varianten richten sich nach dem Material der beteiligten Komponenten, nach der Zerteilung des Tuffs und seiner Bimskörner und nach den periglazialen Bildungsprozessen (Solimixtion, Solifluktion, Rutschung).

#### Literatur

- Ballmann, P. (1972): Verwitterung und Mineralneubildung in tertiären Trachyttuffen des Siebengebirges unter Berücksichtigung der Ablagerungsverhältnisse.- *Pedologie (Ghent)* **22**, 328-355
- Besoain, E. (1969): Untersuchungen von Böden aus Pyroklastiten (Asche und Tuffe) Chiles, Japans, Deutschlands und Italiens.- *Diss.Landw.Fak.Univ.Bonn*
- Felix-Henningsen, P. (1990): Die mesozoisch-tertiäre Verwitterungsdecke (MVT) im Rheinischen Schiefergebirge.- *Relief, Boden, Paläoklima (Stuttgart)* **6**, 192 S.
- Schegival, A.D. (1976): Die Böden am Nordabfall des Siebengebirges und deren physikalische und chemische Eigenschaften in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein.- *Diss.Landw.Fak.Univ.Bonn*

BODENSTRATIGRAPHIE UND THERMOLUMINESZENZ-DATIERUNGEN FÜR  
DAS QUARTÄR IM ALPENVORLAND

von

Stremme, H.E.+) und L. Zöller ++)

EINLEITUNG

Im Alpenvorland erfolgt die stratigraphische Gliederung der Lössen nach den LÖB-Paläoboden-Sequenzen und ist als eine B O D E N S T R A T I G R A P H I E anzusehen. Auch die Bodenbildungen auf Schottern und Moränen werden in der Quartärstratigraphie als Warmzeitzeugen gewertet.

An einigen LÖBprofilen wird die stratigraphische Deutung der Paläoböden erläutert, ihre TL-Datierung vorgestellt und die großräumige Korrelation bis zu den Klimastufen der Tiefsee-Sedimente nach der O-Isotopen-Kurve aufgezeigt. Stratigraphisch bearbeitet und TL-datiert wurden LÖBprofile der Iller-Lech-Platte (Mindeltal), des Isar-Hügellandes bei Regensburg und der Traun-Enns-Platte bei Wels in Österreich. Dem Arbeitskreis Paläopedologie der DBG wurden bei den Exkursionen 1990 die Profile Offingen und Roßhaupten (Mindelgebiet) und 1988 das Profil Hagelstadt bei Regensburg vorgestellt.- Der DFG danken wir für die Förderung unseres Forschungsvorhabens.

BODENSTRATIGRAPHIE UND TL-ALTER

Die Bodenstratigraphie von vier LÖBprofilen und deren TL-Alter sind in der Tabelle 1 enthalten. Die von den örtlichen Bearbeitern gegebene Stratigraphie ist berücksichtigt und wird diskutiert. Die Ergebnisse der TL-Datierungen werden zur Ergänzung und zur Gewinnung von Zeitvorstellungen herangezogen.

Im Aufschluß von Offingen (Mindeltal) sind zwei Lössen abgeschlossen, die von einer gut ausgebildeten Parabraunerde mit

---

+ ) Bartelsallee 14, 2300 Kiel    ++ ) Forschungsstelle Archäometrie beim MPIK, Saupfercheckweg 1, 6900 Heidelberg

Tab. 1 TL - ALTER (ka) VON LÖSS-PALÄOBODEN-SEQUENZEN  
DES NÖRDLICHEN ALPENVORLANDES  
(H.E.Stremme & L.Zöllner)

	ILLER-LECH-PLATTE ROSS- HAUPTEN M.Léger	OFFINGEN L.Zöllner	DONAU-ISAR- HÜGELLAND HAGELSTADT H.Strunk & L.Zöllner	TRAUN-ENNS- PLATTE W E L S H.Kohl	TIEFSEE O-ISOT. -KURVE
W Ü R M		31 ± 4	25 ± 3	42 ± 6 21 ± 2	
Lohner Boden		29 ± 3 30 ± 3	Lo 58 ± 5 74 ± 7		3a
Odde- rade				81 ± 8	5a
Brörup		94 ± 10 108 ± 8			5c
R I /W Ü I G L	Para- braunerde	Para- braunerde	Para- braunerde	Para- braunerde	5e
R I S S	117 ± 10 134 ± 10 157 ± 16	111 ± 11 121 ± 12 134 ± 14 139 ± 16	138 ± 14 141 ± 16	136 ± 13 128 ± 15 130 ± 16	6
M I /R I I G L	Parabr.- Pseudogl. 189 ± 19	Parabr.- Pseudogl. 198 ± 31	Parabr.- Pseudogley 191 ± 24 PEDOKOMPLEX	Parabr.- Pseudogley	7
M. I N - D E L			210 ± 18 233 ± 19	233 ± 35 245 ± 51	8

kräftigem Bt-Horizont getrennt sind. Der obere LÖB wird in die Würm-Vereisung gestellt und der untere ins RiB. Der Paläoboden dazwischen entstand im RI/WÜ-Interglazial. Die Schotter an der Basis des Aufschlusses werden als Jüngere Deckenschotter in die Mindel-Kaltzeit gestellt. Im Würm-LÖB haben TL-Alter bei 30 000 Jahren (30 ka) den interstadialen Lohner Boden des Mittel-Würm erfaßt.

Unterhalb der Parabraunerde des RI/WÜ-Interglazials ist mit 111 ka ein etwas zu junges Alter ermittelt. Die andere TL-Alter entsprechen mit 121 - 139 ka den an die RiB-Vereisung zu stellenden Erwartungen. Der RiB-LÖB ist unterhalb des Paläobodens mit einer Mächtigkeit von 4 m aufgeschlossen. Er überdeckt verwittertes älteres Material, entkalkten LÖB, Auenlehm und Schotter-Verwitterungslehm, die von sekundären Verlagerungen betroffen sind. Die Bodenbildung darin weist Merkmale der Pseudovergleyung auf, die im MI/RI-Interglazial und anschließenden Interstadialen entstanden sind. Für den entkalkten LÖB ist ein TL-Alter von 198 ka bestimmt worden, das der Umlagerungszeit während des MI/RI-Interglazials entsprechen dürfte.

In Roßhaupten können bei der Parabraunerde des RI/WÜ-Interglazials zwei Bt-Horizonte unterschieden werden (M.Léger, 1988). Die TL-Alter mit 117 ka, 134 und 157 ka unter dem B-Horizont bestätigen die Einstufung dieser Parabraunerde in das RI/WÜ-Interglazial. Das TL-Alter von 108 ka im oberen B-Horizont weist auf eine Entstehung im Brörup-Interstadial hin.

Nach unten folgt ein pseudovergleyter zweiter interglazialer Boden des MI/RI-Interglazials mit dem TL-Alter von 189 ka. Beim Profil Hagelstadt (Regensburg) gilt der 1.fBt-Horizont als RI/WÜ-Interglazial, was von den TL-Altern mit 138 und 141 ka bestätigt wird.

Nach unten folgt ein BODENKOMPLEX mit den fBtS-Horizonten 2; 3 und 4. Sie haben keine deutlichen Zwischenlagen und laufen nach wenigen Metern in einem BtS-Horizont zusammen. Im Pedokomplex des MI/RI kommen nach Bestimmungen der Mikromorphologie und der Schneckenfaunen nach L.Smolikova (1982) zwei durch Sedimente getrennte Parabraunerden mit Pseudogleymerkmale vor. Auch K. Brunacker (1982) stellte zwei Bt in das MI/RI-Interglazial. In das MI/RI-Interglazial gehört auch dieser Bodenkomplex.

Die TL-Datierung bestätigt das gut mit den Altern für den Min-  
del-Löß von 233 und 210 ka.

Im Profil W e l s entstand der f1Bt ebenfalls im RI/WÜ-  
terglazial. Für den unterlagernden Löß wird das RISS-Alter mit  
136 ka, 128 ka und 130 ka bezeugt. Tiefer folgt der f2SBt als  
staunasser interglazialer Paläoboden des MI/RI- Interglazials.  
Er wird unten von einer Lößlage abgeschlossen, für die mit 233  
und 245 ka ein MINDEL-Alter datiert ist. Der liegende f3Bt kann  
eine Gliederung der MINDEL-Vereisung andeuten.

#### KORRELATION und ZUSAMMENFASSUNG

Zur Gliederung der WÜRM-Vereisung tragen einige TL-Daten bei.  
Das Interstadial im MITTEL-WÜRM bei 30 ka ist als STILLFRIED B  
mit dem LOHNER BODEN zu korrelieren. Beim Aufschluß WELS wurde  
mit einer Humuszone bei 80 ka das ODDERADE erfaßt. In ROSSHAUP-  
TEN dürfte der obere Teil des 1.fB vor etwa 100 ka im BRÖRUP  
gebildet worden sein. Die PARABRAUNERDE des RI/WÜ Interglazials  
ist bei TL-Altern zwischen 125 und 110 ka mit der Stufe 5e der  
O-Isotop.-Kurve für die Tiefsee-Sedimente zu korrelieren. Zahl-  
reiche TL-Alter der RISS-Sedimente liegen zwischen 160 und 120  
ka und gestatten eine Korrelation mit der O-Isotop.-Stufe 6.  
Das MI/RI-Interglazial mit PARABRAUNERDE-PSEUDOGLEYEN ist bei  
einem Mindestalter von 190-200 ka mit der Stufe 7 zu korrelie-  
ren. Für die MINDEL-Kaltzeit führt die Korrelation bei TL-Al-  
tern von 233 und 245 ka zur O-Isotop.-Stufe 8.

#### LITERATUR

- BRUNNACKER, K. (1982): Äolische Deckschichten und deren fossile  
Böden im Periglazialbereich Bayerns. - Geol. Jb., F14: 15-25
- KOHL, H. (1976): Lehmgrube der Ziegelei Würzburger in Aschet bei  
Wels. - Mitt. Komm. Quartärforsch. Österr. Akad. d. Wiss., 1: 37-41
- LÉGER, M. (1988): Géomorphologie de la vallée subalpine du Danube  
entre Sigmaringen et Passau. - Thèse de Doctorat, Univ. Paris, 6215.
- SMOLIKOVA, L. (1982): Zur Genese mittelpleistozäner Böden auf dem  
Hügel Cerveny kopec bei Brno. - Vestnik Unstredniho ustave  
geologickeho, 57: 169-178
- STRUNK, H. (1990): Das Quartärprofil von Hagelstadt im Bayerischen  
Tertiärhügelland. - Eiszeitalter u. Gegenwart, 40: 85-96

## Bodenkarte 1:5000

### München Allach

von

Th. Suttner, G. Fried, H. Schlegel, R. Prinz<sup>1</sup>

Die Kartierung des Stadtgebiets München, Stadtteil Allach wurde vom Bayerischen Geologischen Landesamt in enger Zusammenarbeit mit der Stadt München als Pilotkartierung im Maßstab 1 : 5.000 unter Verwendung der Empfehlungen des AK Stadtböden der DBG durchgeführt.

Aufgrund der unterschiedlichen Nutzungstypen (landwirtschaftliche Nutzung, Wohnbebauung, Industrie) finden sich auf dem Kartenblatt neben "natürlichen" auch anthropogen gering bis sehr stark überprägte Böden. Die Legende scheidet neben den üblichen Bodenformen Böden aus Füll-, Schütt- und Mischsubstrat aus. Diese Einteilung ist aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Substrattypen, Substratabfolgen und Ablagerungsarten notwendig, um zu einer Differenzierung der Bodenformen zu gelangen.

Als Füllsubstrat wird Material bezeichnet, das in eine mindestens 50 cm tiefe Grube verfüllt wurde. Da es sich dabei meist um ehemalige Kiesgruben handelt und diese in früheren Jahren als geordnete oder wilde Deponien für unterschiedliche Abfälle (häufig Hausmüll, Bauschutt und Industrieabfälle) genutzt wurden, ist das Gefährdungspotential an diesen Standorten besonders hoch.

Dagegen handelt es sich bei Schüttsubstrat um Materialien, die in einer Mächtigkeit von mindestens 50 cm aufgeschüttet wurden. Diese sind häufig nicht bzw. gering kontaminierte natürliche Substrate (Kies, Gleisbettschutt, Humushalden usw.).

---

<sup>1</sup>Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstr. 128, 8000 München 40

Als Mischsubstrat wird Material bezeichnet, das in geringer Mächtigkeit aufgefüllt bzw. aufgeschüttet ist und sich durch eine Vermischung von anthropogen zugeführtem und von natürlichem Substrat auszeichnet. Vor allem bebaute Grundstücke zeichnen sich häufig durch Mischsubstrate aus. Hier ist in unmittelbarer Umgebung um das Gebäude der Anteil an Bauschutt (Ziegel, Betonstücke, Mörtel, Holz) hoch, er nimmt mit zunehmender Entfernung deutlich ab. In den Beeten ist häufig ein erhöhter Humusgehalt festzustellen, der i.d.R. auf die Zufuhr von organischer Substanz zurückzuführen ist.

Die Karte der Versiegelung basiert auf der Versiegelungskarte der Stadt München (Luftbildauswertung). Sie ist in 10 Stufen (jeweils 10 %) unterteilt und z.T. erheblich verändert. Die dominierenden Versiegelungsgrade auf Blatt Allach sind 0-10 % (unbebaute Flächen), 30-40 % (Wohnbebauung) und über 80 % (Industrie, großflächige Versiegelung durch Asphalt und Pflaster).

**Bodencharakteristik für Gemeinden, Kreise und  
Naturräumliche Einheiten des Landes Brandenburg**

von

Thiere, J.<sup>\*)</sup>, Augst, Th., Lick, P. unter Mitwirkung von  
Adler, G., Behrens, J.

**1. Aufgabenstellung**

Als Hilfsmittel für standortbezogene Planungs- und Nutzungsentscheidungen sollten bezogen auf Gemeinden, Kreise, Land und Naturraumeinheiten Informationen über die Bodenbedingungen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Form von Tabellen und Karten bereitgestellt werden.

Die Informationen beziehen sich auf die relativ stabilen Standortbedingungen wie Substrat-, Wasser-, Hangneigung- und Steinigkeitsverhältnisse.

**2. Ergebnisse (Kurzdokumentation)**

Die Ergebnisse betreffen drei Teilkomplexe:

- gemeindebezogene Natürliche Standorteinheiten (neu)
- Umwidmungskategorien
- Bodenkategorien für Flächennutzungsplanungen

Für die Bezugseinheiten Gemeinde, Kreis, Land und naturräumliche Einheiten werden in Form von Tabellen Angaben zum absoluten und relativen Flächennachweis und zur Häufigkeit von Bodenkennwerten gemacht.

Es werden 4 Karten mit gemeindebezogenen Bodenkennwerten für das Land Brandenburg vorgelegt.

Karte 1: Natürliche Standorteinheiten (NSTe(neu))

Karte 2: Standortbedingte Umwidmungskategorien

Karte 3: Bodencharakteristik für Flächennutzungsplanungen

Karte 4: Bodencharakteristik nach dem Flächenanteil grundwasserferner Sandböden und tiefgründiger Torfe

**3. Erläuterungen zum methodischen Vorgehen**

Als Datenbasis dienten die gemeindebezogenen Daten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK).

Für die vorliegende Aufgabenstellung wurden folgende Standortdaten genutzt:

- Standorttypen-Anteile (½ LN)
- Substratflächentypen-Anteile "
- Hydromorphieflächentypen-Anteile "
- Hangneigungsflächentypen-Anteile "
- Steinigkeitsgruppen "

Die gemeindebezogenen Natürlichen Standorteinheiten (neu) wurden unter Verwendung der von LIEBEROTH und CZWING (1990)<sup>1)</sup> erarbeiteten Kriterien ermittelt.

<sup>\*)</sup> Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg  
Fachbereich Bodenkunde/Bodenschutz Eberswalde

<sup>1)</sup> LIEBEROTH, I.; CZWING, E.: Weiterentwickelte Natürliche Standorteinheiten. - Markleeberg: Landwirtschaftsausstellung der DDR - agrabuch, 1990. - 52 S.

Für agrar- und umweltpolitische Entscheidungen über Veränderungen in der landwirtschaftlichen Bodennutzung (Umwidmung) im Zusammenhang mit der Flächenstilllegung sollten Bodenqualitäten nach entscheidungsrelevanten Kategorien für die Gemeinden des Landes Brandenburg differenziert und vergleichbar ausgewiesen werden. Zur Beurteilung der Umwidmungsanforderungen wurden sechs standortbedingte Umwidmungskategorien gebildet. Die gemeindebezogenen Standorttypen und Hangneigungsflächentypen wurden jeweils einer der sechs möglichen Kategorien zugeordnet. Als Kriterium zur Festlegung der Umwidmungskategorien dienten vorgegebene Anbaueignungsklassen, die nach den Bodenansprüchen bestimmender Fruchtarten charakterisiert sind. Die bodenbedingten Anbaueignungsklassen wurden durch die Anteile ungünstiger Hangneignungsverhältnisse weiter differenziert. Bei der Beurteilung der gemeindebezogenen Umwidmungseignung wurde den Flächen mit ungünstigen Hangneignungsverhältnissen die höchste Umwidmungspriorität zugeordnet (UK0, UK1). Es folgen die Flächen mit ungünstiger Anbaueignung (UK2) und die weiteren Anbaueignungsklassen nach abnehmenden Anbaueinschränkungen (UK3, UK4, UK5).

Die gemeindebezogene Bodencharakteristik für Flächennutzungsplanungen erfolgt unter dem Aspekt der Inanspruchnahme des Bodenfonds zur Bebauung. Zu diesem Zweck wurden den Standorttypen der Gemeinden sechs mögliche Bodenkategorien zugeordnet.

Gesondert betrachtet wurde die Kategorie der grundwasserfernen Sandböden und nach sechs Flächenanteilklassen gruppiert.

Eine ausführliche Dokumentation der Bodenkennwerte liegt für die Teilaufgaben NStE (neu), Umwidmungskategorien und Bodenkategorien für Flächennutzungsplanungen als Rechenerausdruck vor. Die konkrete Ermittlung von Gemeinden aus den thematischen Karten ist mit Hilfe beiliegender Deckfolie und des Gemeindeverzeichnisses möglich.

Tab. 1 Gemeindebezogene Natürliche Standorteinheit (NStE (neu)) im Land Brandenburg - Häufigkeit und Flächenanteil

NStE (neu)	D1-1	D1-2	D2-1	D2-2	D2/3C-1	D3A-1	D3A-2	D2/3C-2
Anzahl	42	157	7	86	4	12	170	119
ha LN	19901	104361	4416	79936	3360	7359	169725	81438
% LN	1	7	0	5	0	0	11	5

NStE (neu)	D3D	D4/5-1	D4A-2	D4B-2	D4C	D4D	D5B-2	D5/6C-2
Anzahl	42	6	55	13	31	24	50	14
ha LN	38595	2967	64831	15198	24507	33417	64042	16347
% LN	3	0	4	1	2	2	4	1

NStE (neu)	D5D	N11-1	N11-2	N12-1	N12-2	N13-1	N13-2	A11	A12	A13
Anzahl	32	22	427	18	255	2	132	4	56	2
ha LN	32001	13928	286122	15732	252959	1124	130356	5812	60301	1928
% LN	2	1	19	1	17	0	9	0	4	0

Merkmale von Umwidmungskategorien zur flächengewogenen Beurteilung von Kreisen		Umwidmungspriorität von Gemeinden
Kategorie		
0 stark geneigt und schlechte bis mittlere Bodenqualität	teilweise oder vorherrschend stark geneigt und sandbestimmte Böden	sehr hoch
1 stark geneigt und gute Bodenqualität	teilweise oder vorherrschend stark geneigt und tieflehm- und lehmbestimmte Böden	hoch
2 schlechte und geringe Bodenqualität	grundwasserferne Sandböden keine Hackfruchteignung-anbaubestimmend ist Roggen Anlehmsandböden, grundwasserbeeinflusste Sande mit Anteilen von Tieflehm- und Lehmsandböden-anbaueignungsbestimmende Fruchtarten sind Roggen und Kartoffeln	mäßig
3 mittlere Bodenqualität	Lehmsandböden oder Tieflehmböden mit Anteilen von Sandböden mit mäßiger Anbaueinschränkung für Weizen und Zuckerrüben	gering
4 gute Bodenqualität mit schwerer Bearbeitbarkeit	Lehm- und Tonböden mit starken Einschränkungen für Hackfrüchte	sehr gering
5 gute Bodenqualität und Moorstandorte	Tieflehm- und Lehmböden ohne Anbaueinschränkungen oder mit mäßigen Einschränkungen für Hackfrüchte sandunterlagerte, mudeunterlagerte und tiefgründige Torfe	ohne

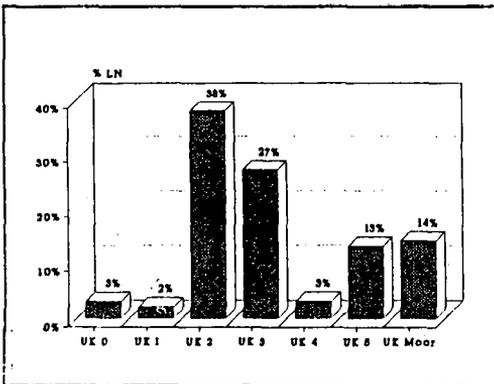


Abb. 1  
 Relativer Flächenanteil von Umwidmungskategorien nach Boden und Hangneigung im Land Brandenburg

Tab. 2 Relativer Flächenanteil von Umwidmungskategorien nach Boden und Hangneigung an der LN der Kreise des Landes Brandenburg (in Prozent)

	UK 0	UK 1	UK 2	UK 3	UK 4	UK 5	UK Moor
0208 Perleberg	0	0	33	40	7	13	7
0308 Prenzlau	6	14	2	12	0	55	11
0311 Templin	17	17	24	13	0	18	11
0401 Belzig	3	2	29	40	0	6	20
0402 Brandenburg	0	0	47	24	0	3	26
0403 Gransee	3	0	44	33	0	3	17
0405 Jüterbog	0	0	17	36	0	42	5
0407 Königs-Wusterhausen	0	0	50	31	0	1	18
0408 Kyritz	1	0	32	40	0	5	22
0409 Luckenwalde	0	0	51	31	0	2	16
0410 Nauen	0	0	31	33	1	12	23
0411 Neuruppin	0	0	53	22	0	1	24
0412 Potsdam	0	0	58	22	0	2	18
0413 Prizwalk	0	0	24	36	0	33	7
0414 Oranienburg	0	0	47	24	1	1	27
0415 Rathenow	0	0	33	20	6	12	29
0416 Wittstock	0	0	67	10	1	4	18
0417 Zossen	0	0	53	27	0	0	20
0501 Angermünde	16	19	10	19	4	16	16
0502 Beeskow	24	0	29	21	0	12	14
0503 Bernau	2	0	36	48	0	2	12
0504 Eberswalde	7	9	27	25	4	16	12
0505 Bad Freienwalde	6	0	16	31	17	26	4
0506 Eisenhüttenstadt	30	0	32	6	16	10	6
0507 Fürstenwalde	1	0	32	48	0	4	15
0508 Seelow	3	0	11	27	43	14	2
0509 Stausberg	5	0	30	54	0	2	9
0531 Stkr. Frankfurt	1	1	52	39	6	0	1
0601 Bad Liebenwerda	0	0	57	18	1	19	5
0602 Calau	0	0	56	16	0	14	14
0603 Cottbus	0	0	56	26	0	11	7
0605 Finsterwalde	0	0	62	11	0	25	2
0606 Forst	0	0	65	18	0	12	5
0607 Guben	0	0	70	15	0	3	12
0609 Lübben	0	0	79	2	0	0	19
0610 Luckau	0	0	53	20	0	19	8
0611 Senftenberg	0	0	80	8	1	7	4
0612 Spremberg	0	0	86	12	0	2	0
0614 Herzberg	0	0	58	16	1	19	6
Land	3	2	38	27	3	13	14

## Bodentypen und -genese auf jungpleistozänen Deckschichten im Bayerischen Wald

von

J. Völkel\*)

### 1. Einleitung

Um der Varianz der für Deckschichtengene- und Bodenbildung maßgeblichen Faktoren gerecht zu werden, werden über das Ostbayerische Kristallin mehrere Geotraversen und Catenen gelegt. Die Bearbeitungsschwerpunkte innerhalb des Bayerischen Waldes liegen derzeit im Hohen Bayerischen Wald (Bereich Lackenberg-Hochberg-Großer Arber) und im Vorderen Bayerischen Wald (Gebirgstocks des Brotjackelriegel und Rusel). Der Vorwald mit dem Donaurandbruch als Grenzbereich zwischen Kristallin und dem mit Tertiär- und Quartärsedimenten gefüllten Regensburg-Straubinger Becken wird im Bereich des Deggendorfer Vorwaldes, des Regensburger Waldes und der Tertiärbuchten von Bogen-Straubing sowie Hengersberg und Lalling bearbeitet. Vergleiche mit der Bodengene- im benachbarten Lößgebiet (Parabraunerden) werden gezogen. Das kristalline Naabgebirge mit mesozoischer Umrahmung stellt den nordwestlichsten Untersuchungsschwerpunkt dar.

### 2. Deckschichtengliederung

Hinsichtlich der Deckschichtenansprache werden die Vorschläge des AK Systematik der DBG zu Grunde gelegt (vgl. SCHILLING & SPIES 1991). Ergänzende bzw. gebietsspezifische Gliederungskriterien im Felde sind im Bereich der mittleren und hohen Lagen des Bayerischen Waldes die Folgenden. Die Basislage bereitet in ihrer Ansprache keine Schwierigkeiten. Wichtigstes Kriterium ist die gute Einregelung der Skelettkomponenten, das nahezu regelhafte Auftreten von Schluffhauben auf den Steinen bei blanken Unterseiten, mäßige bis hohe Dichte bei entsprechendem Feinbodenanteil sowie weitgehende Absenz von direkt äolisch eingetragenen Material. Die Basislage ist ubiquitär ausgebildet und wirkt reliefbegleichend. In den Hangbereichen gewinnen die Basislagen mit zunehmender Höhe an Mächtigkeit, vornehmlich bedingt durch Mehrgliedrigkeit.

Die Mittellage enthält auch in den Hochlagen des Bayerischen Waldes einen hohen Anteil äolischen Materials (Regional- oder Lokallöß); das Skelett ist gemäß der Genese als ehemalige Auftauzone wirr gelagert. Neben einem Farbwechsel setzt sich die Mittellage über eine höhere Dichte vom Hangenden ab. Verdichtungen, die zu Staunässemerkmalen führen, sind jedoch selten. Die Bodenart der Mittellage unterscheidet sich nicht oder nur wenig vom Hangenden. Die Mittellage ist entgegen anderer Angaben in der Literatur auch in den Hochlagen des Bayerischen Waldes weit verbreitet. Lediglich in den Kammlagen des Hohen Bayerischen Waldes fehlt sie regelhaft.

Die Hauptlage setzt sich von der Mittellage meist über einen geringeren Steinanteil ab und ist locker gelagert. Das Skelett kann eine leichte Einregelung zeigen. Je nach Gestein und Relief ist

\*) Physische Geographie der Universität Regensburg, Postfach 397, D - 8400 Regensburg

die Hauptlage blockig ausgebildet, weist jedoch stets hohe Feinbodenanteile auf. Zwischen Haupt- und Mittellage besteht ein allmählicher Übergang von 10-15cm Mächtigkeit, der als solcher ausgewiesen wird.

Holozanlagen treten vereinzelt auf und lassen sich in einem Fall durch archäologische Funde belegen.

### 3. Bodentypen und ihre Varianz mit der Höhenlage

Neben der Hauptlage ist die ubiquitär auftretende Mittellage Ursache für die bedeutende Entwicklungstiefe und das vorgeschrittene Stadium der Pedogenese selbst in klimatisch wenig begünstigten Gebieten wie den Hochlagen des Bayerischen Waldes. In weiter Verbreitung finden sich mittelgründige bis tiefgründige podsolige Braunerden. Ah- und Bv-Horizonte sind in Haupt- und Mittellage entwickelt; hier greift die Pedogenese zumeist über die Schichtgrenzen hinweg. Die Podsolierungstendenz ist im Gelände häufig maskiert von erhöhten Eisen- und Humusgehalten der Oberböden; die Tiefenfunktion der unterschiedlichen Fraktionen weist die Verlagerung der pedogenen Oxide klar nach. Die Böden sind tiefgreifend versauert. Silikatisches Ausgangsgestein, die Bildung von Rohhumus (u.a. aufgrund der klimatischen Gegebenheiten), verbreitete Bestockung mit Fichtenmonokulturen, Streuentnahme in früherer Zeit sowie die anthropogen den Böden zugeführten atmogenen Säurebildner bedingen in den Oberbodenhorizonten der Braunerden sehr stark saure, vereinzelt sogar äußerst saure Bodenreaktionen. Entsprechend finden sich in der Tonfraktion der Bv- und CvBv-Horizonte voll chloritisierte Mineralspektren. Dabei handelt es sich in der Regel um sekundäre Chlorite, die sich bei Erhitzung als wenig stabil erweisen (volle Kontraktion bei 200°C, K-Präparat). Aufgrund des extremen Aciditätmilieus sind die Bodenchlorite offensichtlich bereits auf dem Wege der Dechloritisierung. In den Ah- und AhBv-Horizonten ist dieser Schritt zumeist bereits vollzogen; die Minerale weiten kraft der säurebedingten Schädigung auf. Für die Bv-Horizonte der Hauptlagen sind Spektren mit nahezu absoluter Dominanz sekundären Chlorits und fehlenden Illit-Anteilen charakteristisch.-Sofern die Mittellagen im Bereich der Bv- und CvBv-Horizonte liegen, besteht die Chloritisierung weiterhin ohne Einschränkung. Allerdings tritt ein markanter qualitativer Wechsel auf, indem die Illit- und Kaolinit-Gehalte sprunghaft ansteigen.

Ein besonderes Phänomen stellen die Lockerbraunerden dar, die in Höhenlagen oberhalb etwa 800m verbreitet sind. Die Bv-Horizonte sind markant tief entwickelt (bis zu 60cm Mächtigkeit ohne Subhorizonte) und sehr locker, bedingt durch kleine und sehr stabile Gefügeaggregate. Charakteristisch sind ein entsprechend hohes Porenvolumen und der bekannte Schmiereffekt (Greasing-Effect) infolge eines hohen Wassergehaltes der Aggregate. Bei frischem Abstich der Profilwände fällt die meist leuchtend braune Farbe der Böden (7.5YR5/8) auf. Das Substrat ist ausgesprochen steinarm und zeigt bei meist grusig verwitterndem Anstehenden in der Korngrößenverteilung Anteile der Fraktionen < 63µ von 50-60%. Innerhalb der Schlufffraktion besteht keine eindeutige Dominanz. Sowohl gU als auch mU können hinsichtlich ihrer Gehalte leicht dominieren, ohne jedoch wesentlich voneinander abzuweichen. Das schluff- und tonreiche Material entspricht kaum der Korngrößenzusammensetzung der Gesteine bzw. deren Zersatz- oder Zerfallszonen. Es handelt sich um eine selektive Anreicherung der Feinstfraktionen, für die als Agenz ausschließlich der Wind in Frage kommt. Der sehr geringe Skelettanteil unterstreicht die Annahme, daß die Hauptlagen der Lockerbraunerden besonders hohe Anteile an Lokallössen enthalten. Als Bildungszeitraum ist der jungdryaszeitliche Klimarückschlag anzunehmen.

Die Frage nach der Ursache für die besondere Gefügeausbildung der Lockerbraunerden läßt sich vorerst nicht befriedigend beantworten. Die Bv-Horizonte sind tiefgreifend humos mit Anteilen an organischer Substanz von 5-10%. Die pedogenen, dithionitextrahierten Oxide des Eisens und des Aluminiums weisen Gehalte von 2-4% auf. Aluminium ist im Kationenbelag stets nachweisbar mit Werten bis zu 10%. Organische Substanz sowie Eisen und Aluminium wirken in den vorliegenden Konzentrationen in hohem Maße gefügestabilisierend. Eine Beeinflussung der Lockerbraunerde-Genese durch tuffhaltige Substrate ist für den Bayerischen Wald auszuschließen (siehe 4.1.). Im Falle der Lockerbraunerden setzt sich der Feinboden der liegenden Mittellage von den Hauptlagen ab. Aber auch die Mittellagen sind eindeutig lößbeeinflußt.

Im Bereich der Vorbergzone entwickelten sich auf periglazialen Deckschichten vermehrt Parabraunerden. Ihre Verbreitung ist klar höhenabhängig, aber auch substratbedingt. Haupt- und Mittellagen dieser Profile enthalten erhebliche Anteile an Löß. Der Löß entstammt der weiträumigen Lößprovinz des Regensburg-Straubinger Beckens bzw. des östlichen Tertiärhügellandes. Häufig geht der Schichtwechsel von Haupt- zu Mittellage mit dem Wechsel von Al- zu Bt-Horizont einher (Schichtgrenze = Horizontgrenze). Die Bt-Horizonte können sowohl in den lößhaltigen Mittellagen als auch in den dichteren lößfreien Basislagen entwickelt sein. Während die aus (Würm-)Löß entwickelten Parabraunerden im Raum Regensburg-Straubing im Bereich der rezenten Bodenbildung keine Anzeichen reliktsicher Bt-Horizonte zeigen, ergeben sich in den Deckschichtprofilen des Regensburger Waldes (Kreuther Forst) klare Hinweise auf reliktsiche, teils fossile Bt-Horizonte.

#### **4. Nachweis der äolischen Substratbeeinflussung**

Die beachtliche Entwicklungstiefe der Böden und die weit vorgeschrittene Pedogenese auch in den Hochlagen des Mittelgebirges werden hier neben der Bedeutung der Deckschichten vor allem auf die Beteiligung erheblicher Mengen äolisch eingetragenen Materials an der Substratzusammensetzung zurückgeführt. In größerer Entfernung zu den Lößgebieten fällt der Nachweis der Beimengung von sog. Lokallöß im Gelände nicht immer leicht. Eine analytische Absicherung ist daher erforderlich.

##### *4.1. Schwerminerale*

Der Ansprache der Schwerminerale kommt beim Nachweis von Materialgrenzen und Lößanteilen ein hoher Zeigerwert zu. Im Falle der lößbeeinflußten Profile der Vorbergzone lassen sich die Spektren unstreitig in einen lößbeeinflußten Teil (Haupt- und Mittellage) und in das lößfreie Liegende (Basislage, Anstehendes) trennen. Voraussetzung ist die gegenüber den anstehenden Gesteinen heterogene Mineralzusammensetzung des Lösses, der aus der vorgenannten Lößprovinz stammt (Fremdlöß).

Im Falle der äolisch beeinflußten Substrate der Böden der mittleren und hohen Lagen des Vorderen und Hinteren Bayerischen Waldes ist der Nachweis nicht so einfach zu erbringen und gelingt in manchen Fällen nicht. Der Lokallöß setzt sich hinsichtlich der Schwermineralspektren qualitativ nicht von den Verwitterungsbildungen der Festgesteine ab. Hier führt die Methode nur im Methodenverbund zu brauchbaren Ergebnissen.

Im Untersuchungsgebiet wurde aus unterschiedlichen Schichtgliedern eine Vielzahl von Schwermineralspektren erarbeitet. Die Ergebnisse belegen nachdrücklich, daß im ostbayerischen Raum das sog. Laacher Spektrum ausfällt, welches andernorts ein wichtiges Gliederungskriterium ist. Vermeintlich dem Laacher Spektrum zuzuordnende Minerale lassen sich stets mit den in der Umgebung anstehenden (metamorphen!) Gesteinen in Verbindung bringen. Daher sind Haupt- und Mittellage mit Hilfe der Schwerminerale nur sehr bedingt zu trennen.

#### 4.2. Körnungsparameter

Die in der Literatur bekannt gemachten und für den Schwarzwald wie auch für den Harz angewandten Methoden (quantitativer Schichtungsnachweis nach STAHR 1979, siehe auch FRÜHAUF 1990, Schluffquotienten etc.) greifen im Untersuchungsgebiet nicht mit der notwendigen Eindeutigkeit. Die Ursache ist in der Substratzusammensetzung zu sehen. - Die Interpretation der absoluten Kornverteilung gibt die eindeutigeren Hinweise.

#### 4.3. Röntgendiffraktion

In einem gewissen Rahmen ist die Röntgendiffraktion der Tonfraktion als Indikator für Schichtwechsel verwendbar. Die Substratverwandtschaft von Basislage und Liegendem ist belegbar, desgleichen die Trennung von Basis- und Mittellage, teils auch von Mittel- und Decklage (s.o.). Hinsichtlich der pedogenen Transformation der Minerale ist jedoch die notwendige Vorsicht bei der Interpretation geboten; entsprechende Datenmengen müssen zur Verfügung stehen. - Im Falle mineralogisch charakteristischer Gesteinsinhomogenitäten innerhalb der Deckschichten lassen sich mit Hilfe der Röntgendiffraktion des gemörserten Feinbodens gute Ergebnisse erzielen. Vorbedingung sind jedoch entsprechende Zeigerminerale. Quantifizierung erscheint über die Pulverdiffraktometrie am Feinboden wegen kaum zu beseitigender präparativer Unwägbarkeiten jedoch kaum möglich.

#### 4.4. Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA)

Die am Feinboden und an der Tonfraktion mit Hilfe der RFA dargestellten Elementkonzentrationen lassen Materialwechsel klar hervortreten. Aufschlußreich ist beispielsweise die Tiefenfunktion des Mol-Verhältnisses von  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ . Die Faktoren laufen dem Verwitterungsgradienten entgegen, belegen die Allochthonie der Substrate und zeigen Sprünge, die an die Schichtwechsel gebunden sind. Weitere Interpretationsmöglichkeiten ergeben sich hinsichtlich der Verteilung der Spurenelemente. In Kombination mit dem Aufschluß der geogenen Schwermetalle sind gute Ergebnisse zu erwarten (siehe auch SPIES 1991). Die Interpretation der Spurenelemente für Substrattrennung und Bilanzierung des äolischen Eintrages steht bislang aus.

### 5. Zitierte Literatur

- FRÜHAUF, M. (1990): Petermanns Geogr. Mitt. **134**: 249-256.  
SCHILLING, B. & E.SPIES (1991): Bayreuther Bodenk. Ber. **17**: 67-81.  
SPIES, E.-D. (1991): Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. **64**: 139-210.  
STAHR, K. (1979): Freiburger Bodenk. Abh. **9**, 273 S.

## **Beurteilung von Schwermetallbelastungen auf militärischen Truppenübungs- und Schießplätzen**

von

Voss, J.H. und Urban, B. \*)

### **1. Einleitung und Problemstellung**

Die intensive und zum Teil exzessive Nutzung (Übernutzung) der Böden auf Truppenübungsplätzen (TÜP) und Schießplätzen führt neben verstärkter Erosion und Bodenverdichtung auch zu einer Belastung des Bodens mit Schadstoffen unterschiedlichster Herkunft und Zusammensetzung. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des Nds. Ministeriums für Wissenschaft und Kultur (MWK, 1990) sollte die Frage beantwortet werden, in welcher Größenordnung sich die zu erwartenden Belastungen mit Schwermetallen in den Böden von TÜP bewegen. Für die Untersuchung und Bewertung militärisch genutzter Flächen sind bisher keine konzeptionellen Entwicklungen vorgestellt worden, so daß eine der Fragestellungen des Forschungsvorhabens sich mit der Bewertung der analytisch produzierten Daten beschäftigt.

### **2. Methodik**

Für die Auswertung und Beurteilung der Ergebnisse von Schwermetalluntersuchungen auf Truppenübungsplätzen wurde eine Verfahrensregelung entwickelt, bei der die ausgewählten Prüfwerte nach Gesichtspunkten

- + des **Bodenschutzes**;
- + des **Grundwasserschutzes**;
- + sowie einer Gefährdung der **menschlichen Gesundheit**

ausgewählt sind. Neben den Ergebnissen der Gesamtgehalte aus dem Königswasseraufschluß wurden dabei auch die Ergebnisse der EDTA-Extraktionen und des  $\text{CaCl}_2$ -Bodenextraktes berücksichtigt. Diese Prüfwerte bilden für die abschließende Beurteilung der Untersuchungsergebnisse einen Bewertungsrahmen, der durch matrixartige Verknüpfung der Einzeldaten zu einer Einstufung des untersuchten Standortes in einen (elementspezifischen) **Risikobereich** führt.

### **3. Prüfwerte**

#### **3.1 Gesamtgehalte :**

Der **Referenzwert R** (Normalgehalt) wird aus deskriptiven Statistiken und den daraus abgeleiteten Geo-Regionalstandards gewonnen. Er entspricht somit einem "Empirischen Schwellenwert", der sich auf den konkreten Untersuchungsraum bezieht und auch nur für diesen Gültigkeit besitzt.

Der hier verwendete **Prüfwert B** (tolerierbarer Gesamtgehalt) orientiert sich an den Grenzwerten der sog. Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1982). Der Prüfwert B bildet zugleich die Grenze zwischen Anreicherung und Belastung (vgl. VDI. 1984 u. VOSS, 1990).

---

\*)Fachhochschule Nordostniedersachsen, Fachbereich Bauingenieurwesen (Wasserwirtschaft und Kulturtechnik), 3113 Suderburg.

Der **Prüfwert G** wurde unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes ausgewählt und findet u.a. Verwendung im sog. "Hamburger Modell" (HAMBURGER BÜRGERSCHAFT, 1990), wo er in den Verfahrensregelungen bei Bodenbelastungen vor allem in der Landschaftsplanung festgelegt ist (vgl. a. ROSENKRANZ, 1990). Er bildet in dieser Arbeit zugleich die Grenze zwischen "Belastung" und "Kontamination" (vgl. VOSS, 1990, S. 62).

Der **Prüfwert A** (Sanierungsleitwert) ist ebenfalls dem sog. "Hamburger Modell" entnommen (vgl. Prüfwerte G). Hier werden sie als maßgebliche Prüfwerte für Gewerbe- und Industriegebiete (Betriebsflächen) und für "sonstige Sondergebiete" und vergleichbare Gebiete empfohlen (SCHULD, 1990, S.18).

### 3.2 potentielle Verfügbarkeit:

Die Prüfwerte für die insgesamt potentiell verfügbaren Gehalte (lösliche plus insgesamt nachlieferbare Fraktion) werden anhand der Ergebnisse der EDTA-extrahierbaren Elementkonzentrationen (0,1 M; W/V = 1/10, 90 min.) durch die Bestimmung von "Empirischen Schwellenwerten" ermittelt und in 4 Klassen der Verfügbarkeit von "gering" bis "sehr hoch" eingeteilt.

### 3.3 aktuelle Verfügbarkeit:

Der **Prüfwert TW** kennzeichnet die Konzentration der einzelnen Elemente in der Bodenlösung, unterhalb der eine Gefährdung des Grundwassers als so gut wie ausgeschlossen angesehen werden kann. Er orientiert sich an den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung.

Der **Prüfwert BW** kennzeichnet Elementkonzentrationen in der Bodenlösung, bei deren Überschreitung weitere Maßnahmen zu veranlassen sind. Bewertungsrahmen für die Festsetzung des Prüfwertes BW war der "Niederländische Leitfaden..." (Leidraad Bodemsanering, 1988) - allgemein Holland-Tabelle genannt - für die Kategorie C.

Der **Prüfwert SW** kennzeichnet die Grenzkonzentration in der Bodenlösung, bei deren Überschreitung es oft zu irreversiblen Schäden an den Bodenfunktionen kommt (nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1989, S. 304 - 334).

## 4. Bewertungsschema und Risikobereiche

Im ersten Schritt der Bewertung werden auf der Grundlage eines numerischen Systems alle Einzelwertungen der jeweiligen Standorte ermittelt. Berücksichtigt wird hier zunächst das Verhältnis zwischen Schwermetall-Gesamtgehalt und löslicher plus leicht nachlieferbarer Fraktion (potentielle Mobilität). Diese erste Bewertung ist dann Eingangsgröße für den zweiten Bewertungsschritt, bei dem zusätzlich die aktuelle Mobilität in der Bodenlösung beurteilt wird. Das Bewertungsverfahren ist leicht zu handhaben, transparent und somit nachvollziehbar. Zusätzlich erlaubt es einen direkten Vergleich der Datenkollektive von Vergleichsstandorten bzw. den Schießbahnstandorten. Für die jeweiligen Risikobereiche werden Empfehlungen erarbeitet und zuletzt in einer Gesamtbeurteilung des Standortes zusammengefaßt:

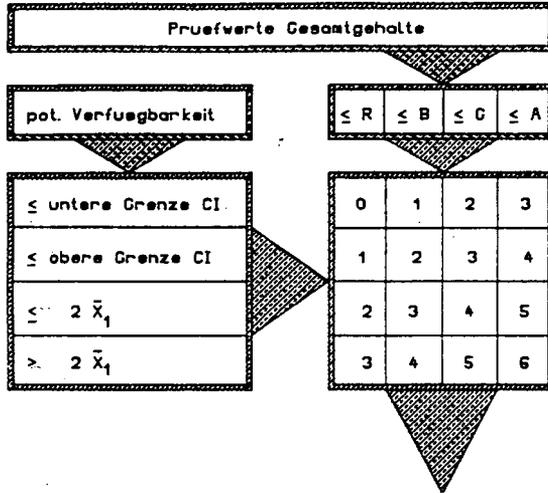
Der **Risikobereich 0** gilt für alle Standorte, für die aufgrund der Untersuchungsergebnisse ein Risiko z.Zt. so gut wie ausgeschlossen werden kann. Alle Standorte mit der Bewertung "Risikobereich 0" sind somit als Standorte mit normalen Schwermetallgehalten zu bezeichnen.

Der **Risikobereich 1** gilt für alle Standorte, die aufgrund der Untersuchungsergebnisse mit einem potentiellen Risiko behaftet sind. Die betreffenden Standorte sind nur noch eingeschränkt nutzungsfähig, d.h. die Stoffeinträge sollten zukünftig begrenzt und ein Überwachungsprogramm eingeleitet werden.

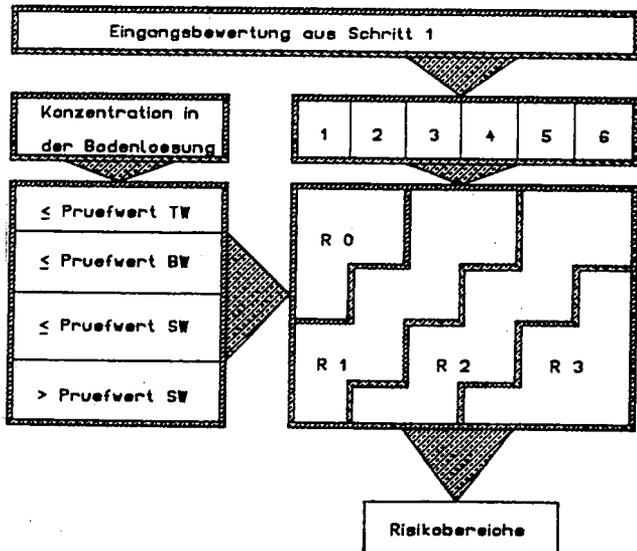
Für die mit **Risikobereich 2** bewerteten Standorte muß aufgrund der Untersuchungsergebnisse von einem aktuellen Risiko ausgegangen werden. Für die betreffenden Standorte sollten zusätzliche Stoffeinträge zukünftig vermieden und eine zusätzliche nähere Untersuchung angestrebt werden.

Abbildung 1: Bewertungsschema

Bewertungsschritt 1:



Bewertungsschritt 2:



Für die mit **Risikobereich 3** bewerteten Standorte muß aufgrund der Untersuchungsergebnisse von einem Sanierungsbedarf ausgegangen werden. Für diese Standorte wird ein absolutes Nutzungsverbot und eine wirksame Absperrung gegen unbefugtes Betreten empfohlen. Zur Abwehr weiterer Gefährdungen sollte eine Sanierungsstudie erstellt und die Dekontamination eingeleitet werden.

## **5. Zusammenfassung**

Für die Beurteilung von Schwermetallbelastungen auf militärischen Truppenübungs- und Schießplätzen wird ein multivariablen Bewertungsverfahren vorgestellt, welches der besonderen Nutzungscharakteristik dieser Sondergebiete weitestgehend Rechnung trägt. Das Bewertungsverfahren führt über die Ermittlung von Gesamtgehalten (HCl/HNO<sub>3</sub>-löslich), potentieller Verfügbarkeit (0,1 M EDTA-löslich) und aktueller Verfügbarkeit (0,01 M CaCl<sub>2</sub>-löslich) und unter Verwendung verschiedener ausgewählter bzw. empirisch bestimmter Prüfwerte zu einer Bewertung der untersuchten Standorte in vier Risikobereiche. Übergeordnetes Ziel dieser Bewertung ist es, die Betreiber und Nutzer der Schieß- und Übungsplatzanlagen zu Nutzungsänderungen oder -anpassungen anzuregen, um die Funktionsfähigkeit der Böden auf militärischem Übungsgelände wieder zu verbessern und so zur Bestandssicherung beizutragen.

## **Literatur:**

**AbfklärV. (1982):** Gesetz über die Beseitigung von Abfällen (AbfG), Klärschlammverordnung, BGBl. I S. 734-739, Bonn 1982.

**HAMBURGER BÜRGERSCHAFT (1990):** Bürgerschaftsdrucksache 13/5693, "Bodenbelastung mit Schwermetallen in Hamburg", Hamburg 1990.

**LEIDRAAD BODEMSANERING (1988):** Deel II, Technisch-Inhoudelijk Deel, Afl. 4, November '88, Sdu uitgeverij, 's-Gravenhage, 1988.

**MWK (1990):** Niedersächsisches Ministerium f. Wissenschaft und Kultur, Fo.-Pool 405-04 032(90)-08; Erlaß v. 26.02.1990, Hannover 1990.

**ROSENKRANZ, D. (1990) :** Bodenschutz - ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen zum Bodenschutz, 4. Lfg. I/90 Abschn.3540.

**SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P. (1989):** Lehrbuch der Bodenkunde, 12. Aufl., Stuttgart 1989.

**SCHULDT, M.(1990):** Hamburger Ansätze zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen, Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg 1990.

**VDI (1984):** Ermittlung, Bewertung und Beurteilung der Emissionen und Immissionen umweltgefährdender Schwermetalle und weiterer persistenter Stoffe, FuE-Vorhaben 104 03 186 i.A. des Umweltbundesamtes, Berlin 1984.

**VOSS, J.H. (1990):** Untersuchung zur Schwermetallbelastung militärisch genutzter Flächen im Raum Soltau-Lüneburg, Diplomarbeit am FB BauIng. (WuK) der FH Nordostniedersachsen, Suderburg 1990.



In dieser Tiefe weist der Go meist die geforderten > 10 Flächen-% Rostflecken auf, die aufgrund ihrer rostrosten bis orangeroten Farbe identifiziert werden können.

Podsol-Gleye

Ahe - Ae - B(s)h - Bh-Go - Gr

< 4 dm

Obergrenze Go < 4 dm unter GOF

Bei derartig hoch anstehendem Grundwasser überlagert sich die vertikale Translokation von organischer Substanz und Sesquioxiden mit Redoxprozessen und lateralem Transport im Grundwasserbereich. Phasen verstärkter Podsolierung (erhöhte Sickerung) koinzidieren häufig mit Grundwasseranstieg und besonders in reliefiertem Gelände mit lateralem Fluß.

Daraus resultieren in den Illuvialhorizonten charakteristische Merkmale bezüglich der Verteilung und der Farbe org. Substanzen.

#### Verteilung org. Substanz

Eine Ablagerung diskreter Partikel organischer Substanz wird ohne Änderung der Sorptionsverhältnisse (z.B. pH, Kationenkonzentration, Sesquioxide) dann im Profil erfolgen, wenn die hydraulischen Gradienten klein werden.

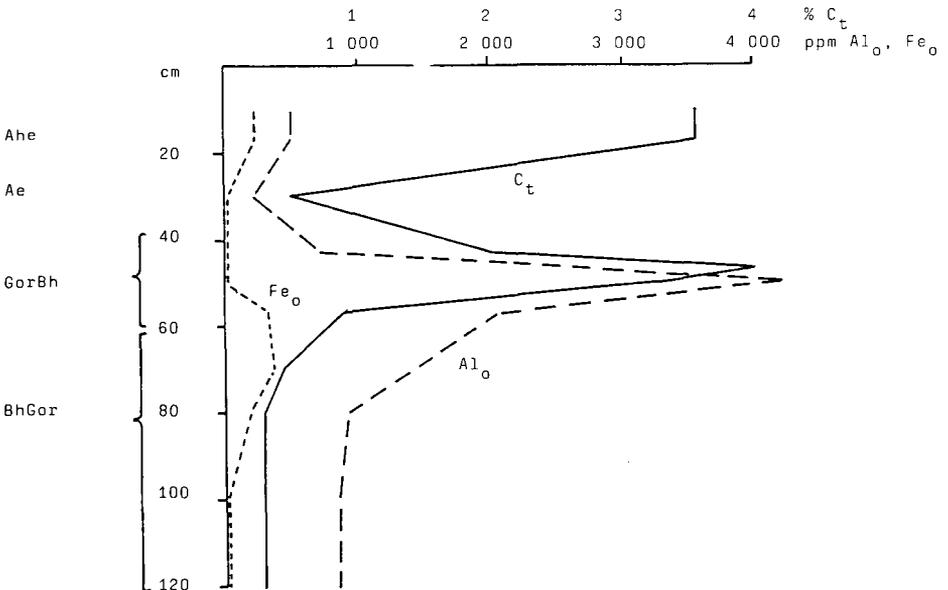
In Podsol-G-Horizonten wird die org. Substanz in einem weitgehend gefüllten Porenraum transportiert. Hohe Leitfähigkeit im gesättigten Zustand bedingt eine geringe Fließgeschwindigkeit. Bei der Passage durch einen wassergefüllten, großvolumigen Porenraum treten keine drastischen Änderungen der hydraulischen Gradienten und keine ebensolchen Änderungen der Fließgeschwindigkeiten (Transportkräfte) auf. Die Ablagerung der Humuspartikel ist daher weniger konzentriert, nie scharf begrenzt, sondern unregelmäßig diffus verteilt. Die Art der org. Substanz in den B-Horizonten hydromorpher Podsole ist von der in Podsolen mit freier Dränung nicht grundsätzlich verschieden. Verfestigung durch Hüllengefüge kommt häufig vor.

Eine Ablagerung in engbegrenzten Bereichen kann bei ungesättigtem Fließen in grobkörnigen Substraten nur dann erfolgen, wenn durch Porungsänderung die hydraulischen Gradienten abnehmen (= Übergänge von gröber - zu feinerkörnigen Sandschichten). Diese Befunde von Lessing (1989) für Bänder - Bt - Horizonte gelten ebenso für band-

förmige Humusakkumulationen. Humusbänder kommen daher in hydromorphen B-Horizonten nicht vor. Eine beginnende Ansammlung festgehaltener Partikel (Spülsaum) kann das Fließen verändern und die Ablagerung verstärken.

### Farbe

Bei der Podsolierung verlagertes Fe und Mn wird in hydromorphen Podsolen nicht in B-Horizonten mit reduzierenden Verhältnissen akkumuliert. Die Akkumulation beschränkt sich nur auf nicht sichtbare Al-Oxide.



C<sub>t</sub>-, Fe<sub>o</sub>- und Al<sub>o</sub>-Verteilung in einem Podsol-Gley

In diesen BhGor-Horizonten wird die Färbung nur durch dunkelbraun, rostbraun oder hellbraun gefärbte organische Substanz bewirkt. Der Farbeindruck ist eine wenig ästhetische schmutzig- bis kaffeebraune Farbe mit verwaschener bis diffuser Verteilung. Dies gilt auch für tiefere GoGr- und Gr-Horizonte mit geringer Akkumulation org. Substanz.

Das weitgehende Fehlen von Fe-Oxiden ist analytisch im Pyrophos-

phat- oder Oxalateextrakt oder durch ein Glühen der Bodenprobe (550 - 600°C) nachweisbar.

Geglühte Proben mit Fe-Akkumulation: 5YR 7-8/3 4 oder rötler

Podsole bzw. Horizonte mit Fe-Oxiden (z.B. Bhs, Bvs) sind durch klare gelbbraune Grundfarben gekennzeichnet. Hier herrschen ästhetisch ansprechende, leuchtende Gelb- und Brauntöne vor.

#### Genese und rezente Bodenfeuchte

Sehr viele Podsol-Gleye könnten besser erkannt werden, wenn die G-Horizonte auch tatsächlich einen entsprechenden rezenten Grundwassereinfluß zeigen würden. Ursachen für eine geringere Bodenfeuchte können sein:

- Absenkung des Grundwassers durch Änderung der Vorflut.  
Zahlreiche Flächen sind für eine bessere landwirtschaftliche Nutzung entwässert worden.
- Absenkung des Grundwassers durch Trinkwasserentnahme
- Bildung der Podsol-Gleye in Perioden mit höheren Niederschlägen und Grundwasserständen.  
Dies gilt besonders für Podsole, die bereits im Atlantikum gebildet wurden.
- Änderung der Bodenfeuchte durch Änderung der Vegetation.  
Durch eine Verheidung wird die Transpiration und die Interzeption herabgesetzt, die Wassereinnahme war damit deutlich höher als unter derzeitiger forstlicher Nutzung.  
Dies wirkt sich besonders in Unterhangprofilen aus, wo ein kumulativer Effekt auf den lateralen Fluß zu deutlich mehr Hangzug (= Grundwasseranstieg) bei Verheidung in einem größeren Liefergebiet führte.

Die Bezeichnung Relikt-Podsol-Gley ist daher fast immer zutreffender.

Eine Änderung der Bodenfeuchte bei anhaltender Podsolierung kann dazu führen, daß beide Akkumulationsformen der org. Substanz in einem Profil vereinigt sind. Erkennbar wird dies an scharf begrenzten Humusbändern (Akkumulation bei freier Dränung mit ungesättigtem Fließen) über verwaschener, diffuser Humusverteilung. Hier liegt Polygenese (Humuspodsol in reliktschem Podsol-Gley) vor.

KOMMISSION VI



## Vergleich gemessener und vorhergesagter Feststoff- transportraten großer Wassereinzugsgebiete

VON  
Auerswald, K.<sup>+</sup>

### Einführung:

Die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung ABAG muß als Pauschalmodell nach einer Adaption auf neue Verhältnisse validiert werden. Um die Anpassung auf deutsche Verhältnisse (SCHWERTMANN et al., 1987) auf ihre Gültigkeit zu überprüfen, werden Prognosen mit Meßwerten verglichen, die unabhängig von einander gewonnen wurden.

### Methodik:

Als unabhängige Meßwerte werden die Sedimentfrachten (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, unveröffentlicht) von 22 Wassereinzugsgebieten (WEG) verwendet, die ca. 10% der Fläche Bayerns erfassen (Abb. 1). Diese werden gegenübergestellt den Abtragsprognosen des Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern (AUERSWALD & SCHMIDT, 1986).

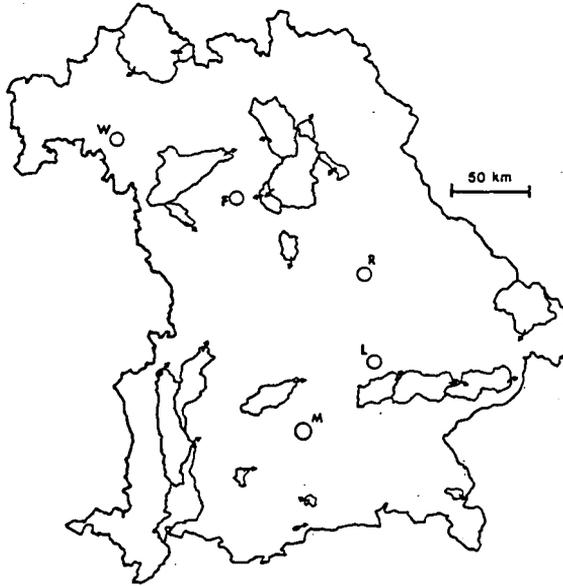
Da nur ein Teil des Abtrags bis in das Gewässer gelangt, müssen diese Abträge vermindert werden um das Sedimentaustragsverhältnis. Das Sedimentaustragsverhältnis wurde mit der bei AUERSWALD (1989) angegebenen Gleichung berechnet, die aus amerikanischen Angaben abgeleitet worden war.

Aus den langjährig mittleren Abträgen, die im Erosionsatlas ausgewiesen sind, wurden Einzeljahresabträge berechnet, um sie mit den gemessenen Einzeljahresfrachten vergleichen zu können. Dabei wurde nur die in den einzelnen Jahren vom langjährigen Mittel abweichende Regenerosivität berücksichtigt. Die vom langjährigen Mittel abweichende Jahresverteilung der Erosivität und die Kulturartenentwicklung wurden nicht erfaßt. Insgesamt wurden 97 Wassereinzugsgebietsjahre verglichen.

---

<sup>+</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, 8050 Freising-Weihenstephan

Abb. 1: Lage der untersuchten Wassereinzugsgebiete



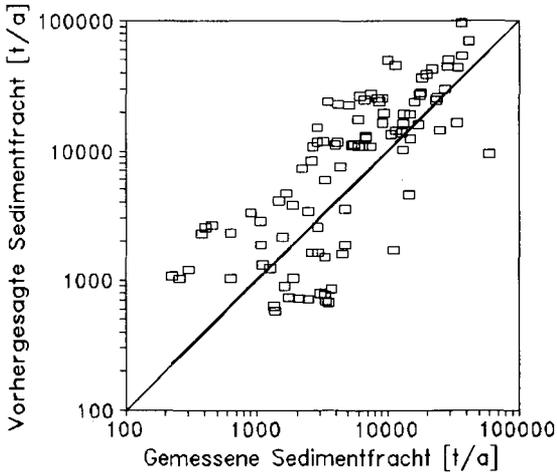
**Ergebnisse:**

Im Mittel stimmen die Faktoren der ABAG in den untersuchten WEG mit dem bayerischen Mittel überein (Tab. 1). Die WEG sind damit repräsentativ. Gleichzeitig decken sie auch die gesamte Bandbreite der Faktoren der ABAG ab, wie sie in Bayern auftritt. Die Daten sind daher für eine Validierung geeignet.

Parameter		Untersuchte Wassereinzugsgebiete			Bayerischer Durchschnitt
		Minimum	Maximum	Durchschnitt	
Einzugsgebietsgröße	[km <sup>2</sup> ]	7.7	1587	488	
R-Faktor	[N/(h-a)]	55	118	75	71
K-Faktor	[t-h/(N-ha)]	0.18	0.50	0.32	0.33
LS-Faktor	[-]	1.0	4.9	2.4	2.4
C-Faktor	[-]	0.14	0.22	0.18	0.18
Vorhergesagter Abtrag von Ackerflächen	[t/(ha-a)]	1	20	8	8
von der Gesamtfläche	[t/(ha-a)]	1	8	3	2

Die jährliche Abweichung der Sedimentfrachten vom langjährigen Mittel läßt sich gut ( $r = 0,63$ ;  $n = 97$ ) durch die jährliche Variation der Regenerosivität erklären. Die Beziehung ist statistisch nicht von einer 1:1-Beziehung verschieden. Die jährliche Variation des Niederschlages konnte dagegen die Variation der Sedimentfrachten nicht erklären ( $r = -0,12$ ). Es gibt daher keinen Hinweis, daß die amerikanische Gleichung zur Berechnung der Regenerosivität unter deutschen Bedingungen nicht angewendet werden darf.

Abb. 2: Vergleich der vorhergesagten und gemessenen Sedimentfrachten



gemessenen und die vorhergesagten Sedimentfrachten erstreckten sich über drei Zehnerpotenzen (Abb. 2). Ihre Verteilung läßt sich ebenfalls nicht von einer 1:1-Beziehung unterscheiden. Etwas mehr Punkte liegen oberhalb der 1:1-Linie als darunter. Dies wird darauf zurückgeführt, daß in den gemessenen Sedimentfrachten nur die Schwebstoffe enthalten sind, nicht aber die am Gewässerboden transportierte Geschiebefracht. Die Streuung um die 1:1-Linie ist dagegen zumindest zum Teil auf Unzulänglichkeiten in der Prognose zurückzuführen. Diese stammen aus der groben räumlichen Auflösung des Erosionsatlas (5-km<sup>2</sup>-Raster) und aus der nicht berücksichtigten jährlichen Variation von Einflußfaktoren (Abweichungen der Kulturartenentwicklung, Jahresverteilung der erosiven Regen). Trotzdem können die

Prognosen als gut bezeichnet werden. Es gibt keinen Hinweis, daß die Prognosen mit der ABAG falsch wären. Dies gilt insbesondere für die im Erosionsatlas prognostizierten Abträge. Im zentralen Anwendungsbereich der ABAG, d.h. bei der Prognose des langjährig mittleren Abtrags von Einzelfeldern, treten die genannten Fehlerursachen nicht auf. Für diese Anwendungen ist daher eine noch bessere Prognose zu erwarten.

Auch das bisher nicht adaptierte Sedimentaustragsverhältnis gilt unter deutschen Anbaubedingungen. Dadurch kann die ABAG auch dazu verwendet werden, Sedimentfrachten vorherzusagen.

Die ausführliche Darstellung der Untersuchungsergebnisse findet sich bei AUERSWALD (1992).

#### Literatur:

- AUERSWALD, K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology* 2: 271-277
- AUERSWALD, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. Proc. 5<sup>th</sup> Int. Symp. on River Sedimentation. Karlsruhe, im Druck
- AUERSWALD, K.; SCHMIDT, F. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA-Fachberichte 1: 74 S.
- SCHWERTMANN, U.; VOGL, W.; KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag, Stuttgart, 64 S.

**Möglichkeiten zur Verminderung des Nitrateintrags in das Grundwasser durch Verringerung des Stickstoff-Überschusses aus der Landwirtschaft**

Bach, M., M. Rode u. H.-G. Frede\*)

**Zusammenfassung**

Der flächenbezogene Stickstoff-Überschuss der Landwirtschaft in der BRD (westl. Länder) beträgt für die Periode 1984 - 1988 rd. 90 kg N/ha LF.

Mit Hilfe multipler Regressionsgleichungen können agrarstatistische Daten mit natürlichen Standortgrößen verknüpft und daraus N-Bilanzen auch für kleine Gebietseinheiten (z.B. 3 x 3 km-Raster) geschätzt werden.

Nach Auswertung zahlreicher Feldversuche werden N-Produktionsfunktionen abgeleitet und die Höhe der standortabhängigen (pflanzenbaulich) optimalen N-Düngung für alle Kulturarten geschätzt. Aus der Differenz der Ist-Situation der N-Düngung zur optimierten N-Düngung ergibt sich ein, kurzfristig realisierbares, N-Einsparpotential von rd. 40 kg N-Mineraldünger/ha LF und Jahr im Mittel der BRD (westl. Länder).

**Problemstellung**

Seit geraumer Zeit wird diskutiert, mit welchen Maßnahmen und in welchem Umfang das Nitrat-Belastungspotential aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung reduziert werden kann. Im Vordergrund steht dabei i.d.R. die Verringerung der Stickstoff-Düngung. In einem Szenario (BACH u. RODE 1990\*\*) wird versucht, die Einsparmöglichkeiten an Stickstoffdüngern in der Landwirtschaft unter den z.Zt. wirksamen Rahmenbedingungen quantitativ abzuschätzen. Dazu wird wie folgt vorgegangen:

- (1) Beschreibung der Ist-Situation anhand regional differenzierter N-Bilanzen
- (2) Ermittlung der standortabhängigen optimalen Intensität der Stickstoff-Düngung (Abschätzung aus N-Produktionsfunktionen)
- (3) Abschätzung der möglichen Verringerung des N-Aufwands als Differenz zwischen 1) und 2).

**Stickstoff-Bilanzierung für die Jahre 1984/1988**

Flächenbezogene Stickstoff-Bilanzierungen zur Charakterisierung der N-Intensität bzw. der N-Effizienz in der Landwirtschaft der BRD sind in der vergangenen Jahre von verschiedenen Autoren vorgestellt worden (BACH 1987; BUFE 1984, zit. n. NOLTE u. WERNER 1991; KRÜLL 1987; KÖSTER et al. 1988; NOLTE u. WERNER 1991). In diesen Arbeiten wird, von z.T. unterschiedlichen methodischen Ansätzen ausgehend, für die LF in den alten Bundesländer bzw. die ehemalige DDR übereinstimmend ein N-Überschuss von rd. 100 bis 110 kg N/ha LF für die Mitte der achtziger Jahre ausgewiesen. ISERMANN u. STURM (1990) berechnen den sektoralen N-Überschuß der Landwirtschaft in den alten Bundesländern mit 167 kg N/ha. BECKER (1991) gibt nach Regionen und Betriebssystemen differenzierte N-Überschüsse an (Mittel aller Betriebssysteme: 100 kg N/ha LF; Marktfrucht: 27, Futterbau: 100, Veredelung: 168).

Nach den in BACH (1987) beschriebenen Ansätzen wurde die N-Bilanzierung für die BRD (alte Bundesländer) für die Bilanzperiode 1984 bis 1988 aktualisiert. Gegenüber dem Bilanzzeitraum 1979/83 hat sich der N-Überschuß um 15 kg N/ha LF verringert. Dieser Rückgang ist vor allem auf die gestiegenen Ernteerträge bei nahezu gleichbleibender mineralischer und organischer N-Düngung zurückzuführen.

\*) Institut für Landeskultur, Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen  
\*\*) Der KFA Jülich ist für die finanzielle Unterstützung zu danken

Tab. 1: Stickstoff-Bilanz für die Bundesrepublik Deutschland (westl. Länder) im Durchschnitt der Jahre 1984/88

Kulturarten	- Z u f u h r - Entzug SALDO				
	org.	min.	$\Sigma^1)$		
	----- kg N/ha LF -----				
Getreide, Raps	32	140	201	99	102
Hackfrüchte	97	121	246	141	106
Silo-, Körnermais	127	130	285	153	132
Grünland, Grasanbau	127	113	269	216	53
Mittel der LF <sup>2)</sup>	83	130	241	154	88
Veränderung zu 79/83	+5	+7	+19	+35	-15

- 1) einschl.  $\bar{\sigma}$  29 kg N-Zufuhr/ha LF im Niederschlag  
 2) einschl. Garten- und Rebland

Die Angaben sind aufgrund methodischer Änderungen mit der Vorperiode nur eingeschränkt vergleichbar.

Regionale Differenzierung

Die regional differenzierte N-Bilanzierung wird für 3 x 3-km Rasterelemente durchgeführt. Dazu müssen die i.d.R. auf Kreisebene aggregierten Daten zur Bodennutzungsstruktur (Anteil Acker und Grünland, Kulturartenverhältnis, Viehbesatz, Ernteerträge), die für eine N-Bilanz benötigt werden, jeweils auf die Rasterelemente eines Kreises räumlich verteilt werden. Als determinierende Größen für diese Verteilung werden drei lagegebundene natürliche Standortfaktoren (Bodenzahl, Niederschlag, Temperatur) herangezogen, die für jede Gebietseinheit (jedes Rasterelement) aus entsprechenden thematischen Karten bekannt sind. Die Berechnung wird für jede abhängige Variable einzeln mittels einer multiplen Regressionsgleichung der Form

$$Y = k_0 + k_1 \cdot BZ + k_2 \cdot T + k_3 \cdot P + k_4 \cdot BZ^2 + k_5 \cdot T^2 + k_6 \cdot P^2 + k_7 \cdot BZ \cdot P + k_8 \cdot T \cdot P + k_9 \cdot P \cdot BZ$$

durchgeführt, mit den unabhängigen (determinierenden) Variablen:

- BZ: Bodenzahl, T: mittlere Jahrestemperatur, P: mittlerer Jahresniederschlag.  
 In den einzelnen Gleichungen ist die abhängige Variable Y dabei die Maßzahl für den
- Anteil einer Flächennutzung (Wald, Acker, Grünland) an der Gesamtfläche,
  - Anteil einer Kulturart (z.B. Weizen, Zuckerrüben etc.) an der Ackerfläche, oder
  - den Flächenertrag einer Kulturart.

Die Koeffizienten  $k_i$  werden ermittelt, indem jede Regressionsgleichung mit den Durchschnittswerten auf Landkreisebene der unabhängigen und der abhängigen Größe berechnet wird (rd. 230 Fälle pro Gleichung). Zur kartographischen Darstellung der regional differenzierten N-Bilanzgrößen und des N-Überschusses für die Rasterelemente in der BRD (alte Bundesländer) siehe BACH (1987, 1990).

Maßnahmen zur Verringerung der Nitratbelastung

- In der vorliegenden Untersuchung wurde vorgegeben, daß nur derartige Maßnahmen in Betracht zu ziehen sind, die
- keine Umstellung des Betriebstyps erfordern (keine gravierenden Reduzierungen des Viehbesatzes);
  - kurzfristig in der Praxis realisiert werden können, d.h. mit derzeit verfügbarer Produktionstechnik und mit dem jetzigen Ausbildungsstand der Betriebsleiter durchgeführt werden können;
  - nicht mit erheblichen Einkommenseinbußen (vor allem durch Ertragsrückgänge) verbunden sind.

Unter diesen Prämissen sind drei Handlungsansätze zu betrachten:

- Vermeidung von (unwirtschaftlicher) Überdüngung, d.h. Einsparung von N-Düngungsmengen, die über dem Maß liegen, das zum Erreichen des standörtlichen Höchstertes erforderlich ist.
- Steigerung der N-Düngungseffizienz durch verbesserte Produktionstechnik, d.h. vor allem Maßnahmen zur besseren Ausnutzung des Stickstoffs in wirtschaftseigenen Düngern durch verlustarme Ausbringung.
- Reduzierung des Viehbestandes dann, wenn der gesamte N-Anfall in wirtschaftseigenen Düngern nicht auf der gesamten LF des gleichen Rasterelementes pflanzenbaulich sinnvoll verwertet werden kann.

#### Ermittlung der optimalen bzw. zulässigen Intensität der N-Düngung

Voraussetzung für die Abschätzung von N-Einsparungspotentialen ist die Kenntnis der standortüblichen N-Aufwand-Ertragsbeziehungen. Verschiedene Untersuchungen zum N-Kreislauf auf Grünland deuten darauf hin, daß bei Schnitt- und mäßig intensiver Weidenutzung i.d.R. keine oder nur geringe N-Überschüsse zu verzeichnen sind. Nur bei intensiver Weidewirtschaft ist mit größeren N-Überschüssen zu rechnen, was in der vorliegenden Abschätzung allerdings nicht gesondert berücksichtigt wird. Es wird davon ausgegangen, daß Grünlandnutzung mit nahezu ausgeglichener N-Bilanz möglich ist.

Für die wichtigsten Feldfrüchte wurden aus der Auswertung umfangreichen Datenmaterials\*) quadratische N-Produktionsfunktionen für jeweils drei Bodenzahlklassen (<40, 40-60 und >60 Bodenpunkte) angepasst (ausführliche Darstellung ist an anderer Stelle vorgesehen). Als pflanzenbauliches Optimum der N-Düngung wurde daraus diejenige Düngungsmenge abgeleitet, mit der 99 % des Maximalertrages erzielt werden.

Weiterhin wurde angenommen, daß durch stickstoffverlust-minimierende Lagerungs- und Ausbringungstechniken 70 % des N-Anfalls aus der Viehhaltung als ertragswirksam zur gedüngten Kultur anzusetzen sind. Verlustarme Ausbringung von Gülle und Stallmist erfordert i.d.R. deren rasche Einarbeitung, was nur auf Ackerland möglich ist. Als Restriktion wird dabei aber festgelegt, daß maximal 2/3 des gesamten N-Bedarfs einer Kulturart mit wirtschaftseigenem Dünger gedeckt wird. Mindestens 1/3 wird in Form von Mineraldünger gegeben, damit die Bestände weiterhin noch im pflanzenbaulichen Sinne geführt werden können.

Im Szenario der Tab. 2 schlagen sich diese Vorgaben dahingehend nieder, daß sich der Anwendungsschwerpunkt der N-Düngung mit wirtschaftseigenem Dünger stark auf die Ackerfrüchte verlagert, während die Düngung des Grünlandes vor allem mineralisch erfolgt.

Eine Einschränkung des Viehbestandes wurde in dem Szenario für diejenigen Gebieteinheiten (Rasterelemente) vorgesehen, in denen die N-Zufuhr mit wirtschaftseigenen Düngern zwei Drittel des gesamten N-Bedarfs aller Kulturarten überstieg, d.h. in denen der Stickstoff in Gülle und Stallmist nicht mehr pflanzenbaulich sinnvoll verwertet werden kann.

#### Ergebnisse des Szenarios

Unter Berücksichtigung der aufgeführten Restriktionen läßt sich dann aus den N-Aufwand-Ertragsbeziehungen das (reduzierte) Düngungsniveau ermitteln, das unter der Voraussetzung einer N-optimierten Produktionstechnik ausreichend wäre, um die z.Zt. üblichen Erträge zu erzielen. Die Differenz zwischen optimierter N-Düngung und gegenwärtig praxisüblicher N-Düngung stellt dann das N-Einsparungspotential dar, dessen Gesamtbetrag dem Unterschied zwischen der Ist-Situation (N-Überschuß von 88 kg N/ha LF) und dem minimierten N-Überschuß bei optimierter Düngung (48 kg N/ha LF) entspricht. Tab. 2 gibt die N-Bilanzglieder im Mittel der BRD für dieses Szenario wieder.

\*) für die freundliche Überlassung ist Herrn Dr. M. SCHINDLER zu danken

Tab. 2: Szenario: Stickstoff-Bilanz für die Bundesrepublik Deutschland (westl. Länder) im Durchschnitt der Jahre 1984/88 bei optimierter N-Düngung

Kulturarten	- Zufuhr -		Entzug	SALDO
	org.	min.		
	-----		kg N/ha LF	-----
Getreide, Raps	88	55	171	73
Hackfrüchte	113	66	208	68
Silo-, Körnermais	112	67	208	55
Mittel Ackerland	95	58	181	70
Grünland, Grasanbau	72	153	255	30
Mittel der LF <sup>2)</sup>	89	92	209	48

1) einschl.  $\varnothing$  29 kg N-Zufuhr/ha LF im Niederschlag

2) einschl. Garten- und Rebland

Die kurzfristig mögliche Einsparung an N-Dünger in der Landwirtschaft beträgt demnach rd. 40 kg N/ha LF, sie betrifft nahezu ausschließlich die Mineraldüngung. In Abhängigkeit von der Verteilung der Betriebssysteme variiert diese Größe regional erheblich (zwischen 0 und über 120 kg N/ha, hier nicht dargestellt).

Aus den Produktionsfunktionen ergeben sich Obergrenzen für den pflanzenbaulich sinnvoll verwertbaren Stickstoff aus der Viehhaltung zwischen 0.9 DGV/ha (Haferanbau) und 1.9 DGV/ha (Winterweizen).

Zur Einhaltung dieser Obergrenzen (jeweils im Mittel der LF eines Rasterelementes) wäre in rd. 90 % der Rasterelemente keine nennenswerte Verringerung des Viehbesatzes notwendig (<0.05 DGV/ha LF), in 6.4 % der Rasterelemente müßte der Viehbesatz um weniger als 0.5, in 4 % um mehr als 0.5 DGV/ha LF abgestockt werden.

#### Literatur:

- BACH, M. 1987: Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland - eine regional differenzierte Abschätzung. Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1-186
- BACH, M. 1990: Ausmaß und Bilanz der Nitratbelastung durch die Landwirtschaft. In: ROSENKRANZ, D., G. EINSELE u. H.-M. HARREß (Hrsg.): Bodenschutz (5. Ergänzungslief., 1990), E. Schmidt Berlin 1988, Kennziffer 4300, 1-29
- BACH, M. und M. RODE 1990: Möglichkeiten zur Verminderung des Nitratreintrags in das Grundwasser, insbesondere durch regional differenzierte Verringerung des Stickstoff-Überschusses aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Studie i.A. der KFA Jülich, (unveröff.)
- BECKER, H. 1991: Phosphor-, Kalium- und Stickstoffbilanzen in landwirtschaftlichen Betriebssystemen der Bundesrepublik Deutschland von 1977/78 bis 1989/90. Arbeitsbericht 3/91 des Inst. f. Betriebswirtschaft der Bundesforschungsanstalt f. Landwirtschaft, Braunschweig-Völkenrode
- ISERMANN, K. und H. STURM 1990: Stickstoff- und Phosphorbilanzierung der Landwirtschaft im Vergleich westeuropäischer Länder. VDLUFA-Schriftenreihe 32/90 (Reihe Kongreßberichte) Kongreßband Berlin 1990, 229-235
- KÖSTER, W., K. SEVERIN, D. MÖHRING und H.-D. ZIEBELL 1988: Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950-1986. Landwirtschaftskammer Hannover, LUFA Hameln
- KRÜLL, H. 1987: Möglichkeiten zur Erstellung einer Stickstoffbilanz in den Kreisen der Bundesrepublik. Forschungsges. Agrarpolitik u. Agrarsoziologie, Bonn
- NOLTE, C. und W. WERNER 1991: Stickstoff- und Phosphateinträge über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Forschungsvorhaben Wasser 10204382 i.A. des Umweltbundesamtes, Berlin

Untersuchungen zur Verlagerung von ausgewählten  
Pflanzenschutzmitteln in Bodensäulen

von

Bannick, C.G., R. Schmidt und U. Müller-Wegener<sup>1)</sup>

**EINLEITUNG**

Zur Abschätzung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln sind im Zulassungsverfahren u.a. Säulenversuche vorgeschrieben. Sie können in erster Näherung Aufschluß über die Mobilität eines Wirkstoffes geben. Die hier verwendeten Säulen haben einen Durchmesser von 5 cm und eine Länge von 26 cm. Es werden in der Regel die Standardböden 2.1 bis 2.3 verwendet. Die Beregnungsmenge beträgt 393 ml in 48 h. Bezogen auf die Säulenfläche entspricht dies einer Jahresnettosickerwasserspense von etwa 200 mm/m<sup>2</sup>. In Anlehnung an den hier vorgeschriebenen Versuchsaufbau wird im folgenden eine modifizierte Versuchsanlage vorgestellt.

**VERSUCHSDURCHFÜHRUNG**

Es wurden geschüttete Bodensäulen mit einem Durchmesser von 10 cm bei einer Länge von 18 cm verwendet. Dazu wurden in dreifacher Wiederholung jeweils 1500 g Boden (A<sub>h</sub> bzw. C- Material eines ackerbaulich genutzten Podsol) in die Säule (Duran 2472090) eingefüllt (Abb.1). 24 h vor Versuchsbeginn erfolgte die Befeuchtung der Säulen mittels kapillaren Aufstiegs. Unmittelbar vor Versuchsbeginn wurden die Säulen entsprechend den in der landwirtschaftlichen Praxis üblichen Aufwandmengen mit folgenden Wirkstoffen (PSMW) dotiert:

- Aldicarb (Themik 5G)                    750 µg = 1,00 kg Wirkst./ha
- Terbutylazin (Gardoprim)            550 µg = 0,74 kg Wirkst./ha
- Parathionethyl (E 605)                225 µg = 0,30 kg Wirkst./ha
- Pendimethalin (Stomp SC)            990 µg = 1,32 kg Wirkst./ha

Als Tracer wurde Chlorid mit 250 mg/Säule eingesetzt .

<sup>1)</sup> Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Cörensplatz 1, 1000 Berlin 33

Die Beregnung erfolgte kontinuierlich mit künstlichem Regenwasser (25 ml/h über 120 h). Dies entspricht einer Jahresnettosickerwasserspense von 400 mm/m<sup>2</sup>. Zur gleichmäßigen Verteilung wurde ein spezieller Beregnungskopf verwendet. An die Säule wurde ein Unterdruck entsprechend 60 cm Wassersäule angelegt.

Die untersuchten Wirkstoffe wurden mittels Festphasenextraktion mit C-18 Säulen aus den Sickerwässern extrahiert. Die Bestimmung erfolgte nach vorheriger Aufreinigung mit Si- Säulen anschließend kapillargaschromatographisch mit selektiver Detektion (PND).

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Der Vergleich der Bodenmaterialien (A<sub>h</sub>- und C- Material eines ackerbaulich genutzten Podsol) zeigte in bezug auf das Verhalten des Tracers nur geringe (Abb. 2), in bezug auf das Verhalten der PSMW erhebliche Unterschiede (Abb. 3 und 4).

So wurden im A<sub>h</sub>- Material, mit Ausnahme des Aldicarb und seiner Metaboliten, alle untersuchten PSMW zurückgehalten (Abb. 3). Dies deckt sich mit eigenen Untersuchungen in Feld- und Lysimeterversuchen (Müller-Wegener et al., unveröffentlicht).

Im Sickerwasser des C- Materials konnten hingegen alle PSMW, wenn auch in z.T. sehr unterschiedlichen Konzentrationen, nachgewiesen werden. Dabei wurden Aldicarb und seine Metaboliten wiederum am stärksten verlagert (Abb. 4). Es folgen in der Reihenfolge der Höhe der aufgetretenen Konzentrationen Terbutylazin, Parathionethyl und Pendimethalin. Dieses Verhalten ist auf den unterschiedlichen Gehalt an organischer Substanz der untersuchten Bodenmaterialien (vgl. Tabellen) zurückzuführen. Auch die unterschiedlichen Affinitäten zur organischen Substanz der PSMW sind für dieses abweichende Verhalten verantwortlich.

So weist der humusreiche Oberboden für Aldicarb ein nur sehr geringes Rückhaltevermögen auf. Der Wirkstoff wird mit der Wasserfront (Tracer) verlagert.

## LITERATUR

MÜLLER-WEGENER, U.; C.G. BANNICK u. R. SCHMIDT: Abschlußteilbericht des BMFT Projektes 02WT892137, in Vorbereitung unveröffentlicht

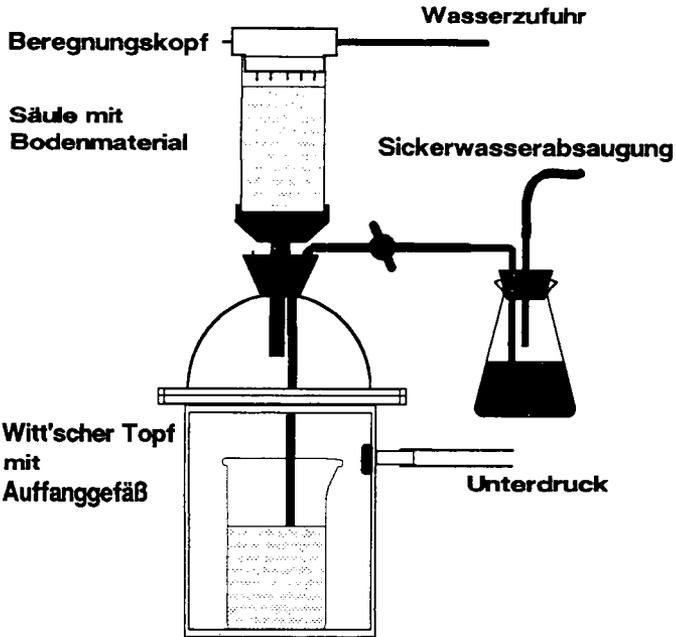


Abb. 1: Versuchsaufbau der Säulenanlage

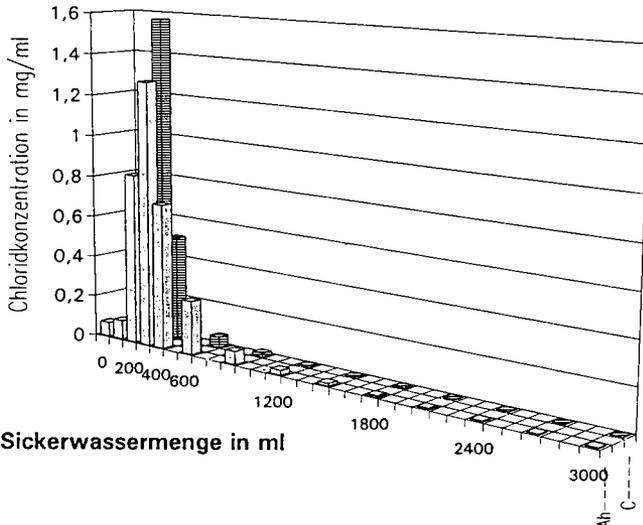


Abb. 2: Verhalten des Tracers im  $A_h$ - und C-Horizontmat.

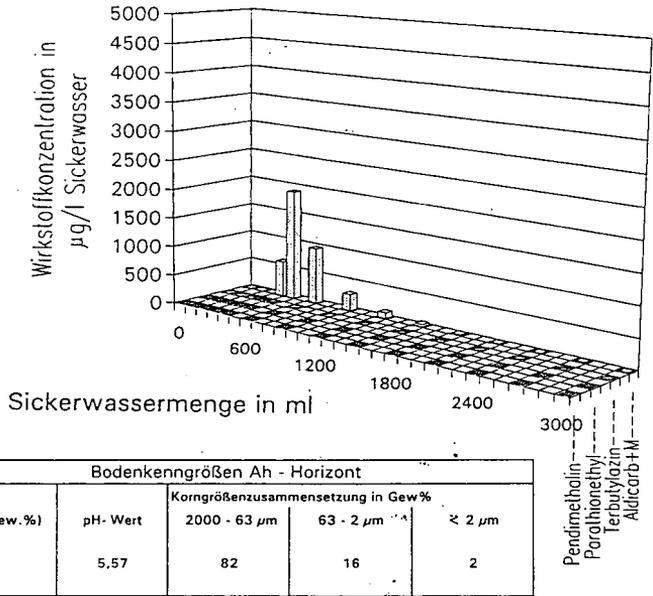


Abb. 3: Verhalten der PSMW im Ah-Horizontmaterial

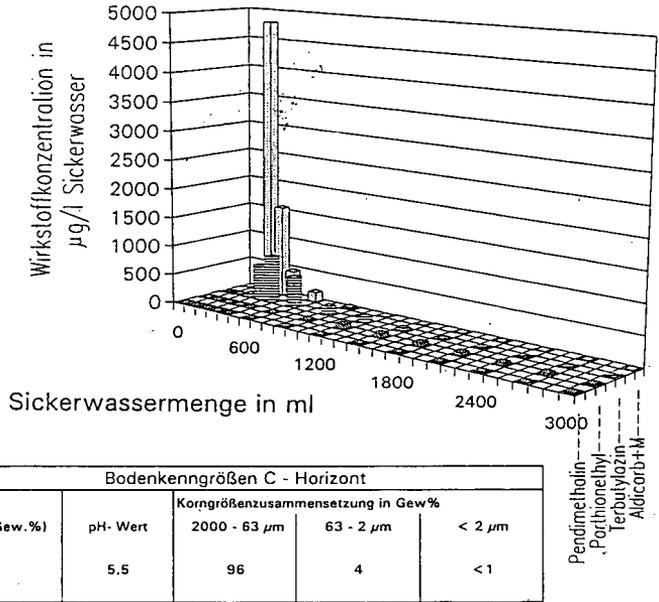


Abb. 4: Verhalten der PSMW im C-Horizontmaterial

## Stoffflüsse in einem wiedervernässten Hochmoor

von

U. BECKELMANN & W. BURGHARDT

### 1. Einleitung

In einem durch bäuerlichen Torfstich genutzten, anschließend teilweise aufgeforsteten und 1983 wiedervernässten, zu den Niederlanden grenzübergreifenden Hochmoor im Kreis Borken, Nordrhein-Westfalen, wurden Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt durchgeführt.

Durch das Mikrorelief aus kleinen wassergefüllten Torfstichen und dazwischen stehengebliebenen Torfbänken ergibt sich die Möglichkeit der Eutrophierung der Torfstiche durch Auswaschung von Nährstoffen aus den trockeneren Torfbänken, in denen Torfmineralisation stattfindet. Durch diese anhaltende Eutrophierung ist die Regeneration - Ausbildung einer oligotrophen Hochmoorvegetation, gefährdet.

### 2. Material und Methoden

Um der Frage des Nährstofftransportes nachzugehen, wurden im Untersuchungsgebiet entlang eines Transektes von einer Torfbank in einen Torfstich an mehreren Punkten in jeweils verschiedenen Tiefen keramische Zellen (P 80-Kerzen) zur Bodenwassergewinnung installiert und über einen Zeitraum von 1 Jahr 14-tägig beprobt. Der Torfdamm ist mit lockerem Birkengebüsch bewachsen, den Torfstich bedeckt ein Sphagnum fallax-Rasen. Es wurden folgende chemischen Analysen durchgeführt:

Kationenbestimmung : Na, K, Fe, Mg, Ca, mit AAS bzw. FES

Stickstoffbestimmung : NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N durch Direktdestillation bzw. nach Reduzierung durch metallhaltigen Katalysator

Um die Nährstoffauswaschung aus den Torfen quantifizieren zu können, wurden nach Beendigung der Feldversuche aus dem Torfdamm in der Tiefe 5-15 cm ungestörte Stechringproben zur Durchführung von Perkolationsversuchen entnommen. Am Perkolat wurden - wie oben beschrieben - die gleichen chemische Analysen durchgeführt.

Im Torfstich zeigen sich im Vergleich zu den üblicherweise in Hochmooren gemessenen Stickstoffgehalten untypische Verhältnisse. Die Nitrat-N-gehalte liegen im Jahresdurchschnitt bei ca. 0,25 mg/l und damit ungefähr im Bereich der in mesotrophen Mooren gemessenen Werten. Die Ammonium-N-gehalte mit durchschnittlich 4,9; 4,4 und 3,5 mg/l in den drei Tiefen 5-10, 15-20 und 25-30 cm liegen jedoch deutlich über den für mesotrophe Moore typischen Werten (bis ca. 2 mg/l), insbesondere die hohen Werte im August und September sind hochmooruntypisch und damit als deutliche Störanzeiger des Systems zu betrachten. Diese erhöhten Werte sind auf Auswaschung der bei der Mineralisation im Torfdamm entstandenen wasserlöslichen Stickstoffverbindungen zurückzuführen.

Die Perkolationsversuche an den Torfproben wurden mit synthetischem Regen durchgeführt, der im Gehalt an Pflanzennährstoffen sowie den Hauptelementen den in NRW gemessenen Niederschlägen entspricht. Um die natürlichen Bedingungen simulieren zu können, wurde eine intermittierende Perkolations gewählt. Im Anschluß an eine dauerhafte Ver-nässung wurde während der zweiten Versuchshälfte zwischen den Wartezeiten die Probe auf pF 1,2 entwässert.

Abb. 2 und 3 zeigen die Ergebnisse einer Perkolations mit synthetischem Regen an einer stark zersetzten Torfprobe aus 5-15 cm Tiefe des Torfdammes.

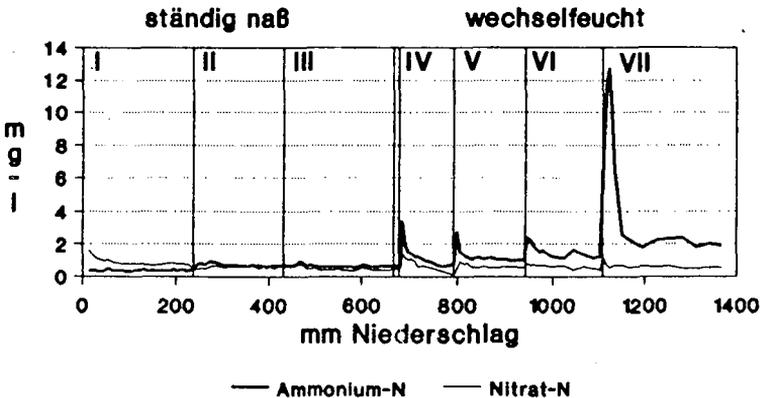


Abb. 2: Intermittierende Perkolations mit synthetischem Regen an einer stark zersetzten Torfprobe aus 5-15 cm Tiefe eines Torfdammes. Ammonium-N- und Nitrat-N-Gehalte des Perkolates

Das Perkolationsmedium unterliegt bei der Perkolations im wassergesättigten Bereich Adsorptions- und Desorptionsprozessen. Durch Diffusion aus dem Porenraum der Torfaggregate wird ein Konzentrationsgleichgewicht angestrebt. Während der ständig nassen Phase der Perkolations zeigt sich nach relativ hohen Anfangsgehalten an Nitrat-N (ca. 2

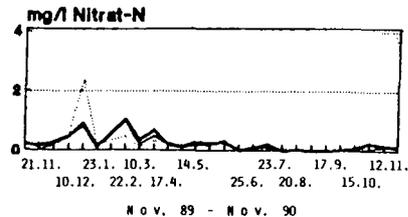
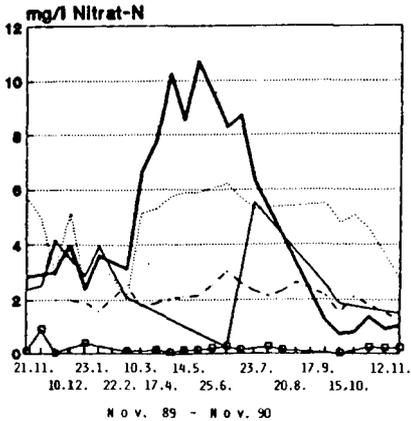
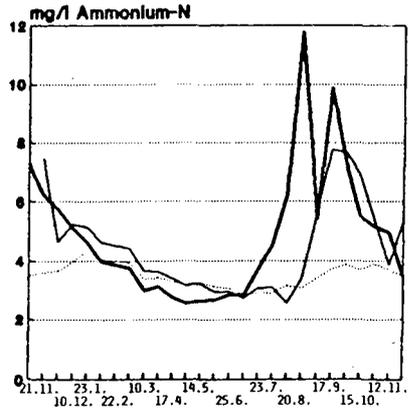
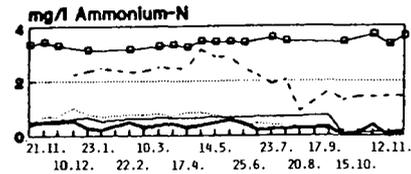
### 3. Ergebnisse und Diskussion

Ammonium- und Nitrat-N sind im Bodenwasser des Torfdammes nicht gleichmäßig verteilt. Erhöhten Konzentrationen an Nitrat-N in den oberen Schichten und einer Abnahme in den tieferen stehen insgesamt niedrigere Ammonium-Gehalte insbesondere in den oberen Schichten gegenüber.

Ab Ende März setzt im Torfdamm die Mineralisation des Torfes ein, was sich an einem Anstieg der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung zeigt (Abb. 1). Die höchsten gemessenen Werte betragen über 10 mg/l NH<sub>4</sub>-N in der Bodenlösung in der Tiefe 5-10 cm. Die Mineralisation setzt sich bis in eine Tiefe von 30 cm fort, mit maximal ca. 6 mg/l NH<sub>4</sub>-N. Ab Juni sinkende Nitratkonzentrationen indizieren einen Nitratenzug durch die Vegetation, der die Neubildungsrate durch die Mineralisation übersteigt. Die Ausschöpfung des Stickstoffangebotes setzt sich ab Mai bis in eine Tiefe von 50 cm fort, erkennbar an den sinkenden Ammoniumgehalten in dieser Schicht.

#### Mitte des Torfdammes

#### Torfstichanfng



— 10 cm — 20 cm — 30 cm - - - 50 cm —□— 100 cm Tiefe

Abb. 1: Ammonium- und Nitrat-Stickstoffgehalte (mg/l) im Bodenwasser eines Torfdammes und des benachbarten Torfstiches in jeweils mehreren Tiefen

mg/l) ein Angleichen der Konzentrationen an die Gehalte des synthetischen Regens (vgl. Abb 3). Die Bodenlösung in der Torfschicht ist ärmer an Ammonium als der zugeführte Regen (vgl. Abb. 1), in der Anfangsphase der Perkolationsphase wird daher Ammonium im Torf festgelegt.

Nach den jeweiligen Trockenzeiten, die durchschnittlich 14 Tage betragen, stiegen die Konzentrationen für Nitrat-N, besonders jedoch für Ammonium-N auf Werte bis maximal 12,5 mg/l an. Dies kann auf Torfmineralisation und Nährstofffreisetzung zurück geführt werden.

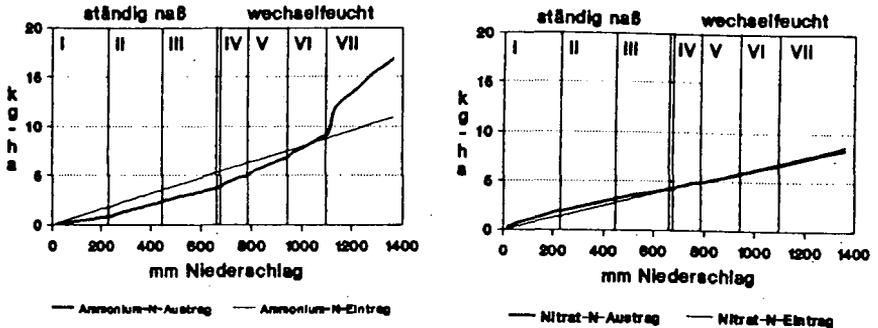


Abb. 3: Intermittierende Perkolations mit synthetischem Regen an einer stark zersetzten Torfprobe aus 5-15 cm Tiefe eines Torfdammes. Bilanzierung von Ammonium-N- und Nitrat-N- Eintrag über das Perkolationsmedium und Austrag über das Perkolat. Angabe in kg/ha \* Dezimeter Torf

Die in den Abbildungen dargestellten Ergebnisse betreffen nur eine der untersuchten Torfproben. Aus diesen, sowie aus den an den Parallelproben und Proben aus anderen Bereichen des Untersuchungsgebietes erhaltenen Ergebnissen errechnen sich Stickstofffreisetzungen von bis zu 15 kg pro ha und Dezimeter durchströmter Torfschicht bezogen auf den Jahresniederschlag.

Die Torfmineralisation konnte in dem beprobten Torfdamm bis in eine Tiefe von gut 30 cm beobachtet werden, so daß sich aus dieser Schicht bei Ausbleiben des Entzuges durch die Vegetation ein Transport von bis zu 45 kg N/ha\*a in die Torfstiche errechnet. Diese Menge liegt weit über dem jährlichen Stickstoffeintrag über die Niederschläge, und über der Menge, die in einem wachsenden Hochmoor jährlich an Stickstoff durch Torfneubildung festgelegt wird.

#### 4. Danksagung

Die Untersuchungen wurden von dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen gefördert, wofür wir unseren Dank sagen.

Nitratsteuerung in Wassereinzugsgebieten:

Regionale Unterschiede in der N-Belastung der Agrar-Ökotope aufgrund der standortabhängigen Nutzungsweisen und der Produktionsgewohnheiten

von

Becker, K.-W.†)

Fragen der Qualität des Grundwassers sowie der Luft und des Niederschlagswassers zwingen dazu, in der landwirtschaftlichen Produktion mit dem Stickstoff sparsam umzugehen und Verluste gasförmiger Art sowie als Nitrat in das Grundwasser weitestgehend zu vermeiden.

Im Rahmen von mehreren Diplom- und Doktorarbeiten (Tab. 1) haben wir für eine größere Zahl von überwiegend in Niedersachsen liegenden Betrieben das Schicksal des Stickstoffs in der landwirtschaftlichen Produktion unter dem Aspekt möglicher Verluste untersucht. Die Betriebe repräsentieren ein großes Spektrum an Böden und Produktionsrichtungen. Es wurden die zugeführten N-Mengen zu den einzelnen Verfahren der pflanzlichen und tierischen Produktion erhoben und den N-Mengen in den verwerteten Produkten und in den Produktionsrückständen gegenübergestellt. Nitrat-Bestimmungen in Dränabläufen sowie im Bodenwasser der Dränzone zu verschiedenen Zeitpunkten des Jahres ergänzten die Untersuchungen.

Tab. 2 gibt Auskunft über die Anteile des Stickstoffs in den verwerteten landwirtschaftlichen Erzeugnissen und in den Produktionsrückständen. Der Anbau von Futterpflanzen und deren nachfolgende Veredlung bei der Milch- und Fleischproduktion durch die Futterbaubetriebe werden als zwei getrennte Produktionsverfahren angesehen, obwohl sie kaum isoliert voneinander durchgeführt werden. Die Trennung erfolgt deshalb, weil der Stickstoff in den Rückständen der tierischen Produktion keineswegs immer auf die Flächen zurückfließt, auf denen das Futter gewachsen ist. Zunächst wird die ausschließliche N-Zufuhr in Form von Handelsdünger betrachtet. Die vollständigste Stickstoff-Verwertung wird bei der Produktion des Rohfutters für das Rindvieh erreicht. Gleichhohe Verwertungsanteile gelten für Getreide und Rüben, wenn Stroh und Rübenblatt vom Feld gefahren werden. Auf gut geführten Betrieben errechnen sich für diese Kulturen N-Salden, die häufig nahe null und nur selten über der Höhe des N-Eintrags mit dem Niederschlag liegen. Wesentlich höhere N-Salden erweisen sich als Indikator für eine überhöhte N-zufuhr und sind durch eine Steigerung der Menge und der Qualität der Ernteprodukte nicht zu rechtfertigen.

Der N-Saldo für die angebauten landwirtschaftlichen Kulturen wird zunehmend größer, wenn die Ernterückstände auf dem Feld verbleiben. Offensichtlich gelingt es nur unzureichend, deren Stickstoff der Folgefrucht nutzbar zu machen. Diese Beobachtung gilt in besonderer Weise für das Rübenblatt, das je ha zwischen 120 und 150 kg N enthält und das in der Praxis nur mit ca. 40 kg auf die Düngung des meist nachgebaute Weizens angerechnet wird. Diese sehr geringe Ausnutzungsrate wird durch zweijährige Versuchsergebnisse von BÜRCKY (Inst. f. Zuckerrübenforschung, Göttingen, bisher unveröffentlicht) bestätigt, in denen Weizen, der lediglich 40 kg N in Form von Handelsdünger erhielt, höhere Kornträge brachte als Weizen mit ausschließlicher N-Versorgung über Rübenblatt. Dennoch sind Zuckerrüben mit nachgebaum Weizen selten Früchte mit hohem N-Saldo, da die Rüben aufgrund der Bezahlung nach Qualität zunehmend als abtragende Frucht betrachtet und nur mit 100 bis 150 kg N je ha gedüngt werden.

Anders sieht das bei Körnerraps und Industriekartoffeln aus, deren N-Düngung zwischen 200 und 300 kg je ha liegt und nicht selten die Höhe der pflanzlichen N-Auf-

†)Institut für Bodenwissenschaften, von Siebold-Str. 4, 34 Göttingen

nahme überschreitet. Da häufig mehr als 50 % des von den Pflanzen aufgenommenen Stickstoffs mit den Ernterückständen auf dem Feld verbleibt, sind N-Salden von deutlich über 100 kg je ha keine Seltenheit. Die Ernterückstände werden leicht mineralisiert, was sich bereits vor Winter durch Anreicherung von Nitrat im Boden nach diesen Kulturen nachweisen läßt. Hohe Nitratmengen in der Wurzelzone werden ebenfalls nach dem Umbruch von zweijährigem Feldgras angetroffen und zwar selbst dann, wenn die N-Düngung des Grases die Höhe der N-Abfuhr mit dem Erntegut nicht überschreitet.

Die Problematik hoher mineralisierter N-Mengen im Herbst wird durch das Fehlen von geeigneten Folgefrüchten mit nennenswerter N-Aufnahme vor Winter deutlich. Auf Böden mit hohem Anfall von Sickerwasser besteht nach solchen Kulturen die Gefahr der NitratAuswaschung während der winterlichen Sickerperiode. Auf leichten Böden kann man dem durch Umbruch der Grünmasse im Frühjahr entgegenwirken. Auf schweren Böden wie Rendzinen und Verwitterungsböden aus Tonstein sollte durch eine entsprechende Auswahl der Folgefrucht und durch deren frühzeitige Bestellung die N-Aufnahme vor Winter gefördert werden.

Eine ebenfalls rasche Mineralisation mit Anreicherung von Nitrat in der Wurzelzone finden wir nach Umbruch von Zwischenfrüchten und Begrünungspflanzen auf stillgelegten Flächen. Diese Nitratmengen lassen sich dadurch begrenzen, daß die Systeme N-arm gehalten werden. Deshalb sollten Zwischenfrüchte nur gering gedüngt werden, Begrünungspflanzen dürfen keine Leguminosen enthalten.

Ein großes Problem stellt die Weide dar, bei der je ha mehr als 200 kg N aus dem Aufwuchs mit Kot und Urin auf 10 und 20 % der Gesamtfläche konzentriert werden. Der Urinfleck einer Kuh entspricht einer lokalen N-Zufuhr in Höhe von bis zu 1200 kg/ha! Diese Disproportionierung von Stickstoff läßt sich durch eine verringerte N-Düngung nur begrenzt mildern, da dann Leguminosen über die Bindung von Luftstickstoff in zunehmendem Ausmaß die Rolle der N-Zufuhr übernehmen.

Wenn Grasland heute allgemein als wenig problematisch im Hinblick auf die Auswaschung von Nitrat angesehen wird, hängt das mit dem hohen Grundwasserstand auf vielen Grünlandstandorten zusammen, der eine weitgehend vollständige Denitrifikation begünstigt. Unsere Untersuchungen bestätigen diese Erklärung: Dränabläufe aus Weiden der Marsch mit Grundwasserständen zwischen 1 und 1,2 m Tiefe enthalten kein oder nur wenig Nitrat. Dagegen überschreiten die Nitratgehalte von als Weiden genutzten Rendzinen und Buntsandstein-Verwitterungsböden den für Trinkwasser zulässigen Grenzwert während der winterlichen Sickerperiode um den Faktor 2 bis 4.

Es ist festzuhalten, daß die gängigen landwirtschaftlichen Kulturpflanzen bei abschließlicher N-Zufuhr in Form von Handelsdünger auch bei Höchsterträgen weitgehend ausgeglichene N-Bilanzen aufweisen können und zwar: solange, wie der Aufwuchs weitgehend vollständig von der Fläche entfernt wird. Bei Kulturen mit N-reichen Ernterückständen steigt die Gefahr unerwünschter N-Verluste. Sie kann bei Zuckerrüben durch eine reduzierte N-Düngung ohne finanzielle Einbußen gebannt werden. Abgesehen von gelegentlichen leicht überhöhten Düngermengen ergibt sich aus unseren Erhebungen für weite Bereiche der Feldproduktion wenig Handlungsbedarf im Hinblick auf die Senkung der N-Zufuhr zu den Anbaufrüchten. Davon ausgenommen bleiben einzelne Problemfälle wie Körnerriaps, Industriekartoffeln und bestimmte Gemüsepflanzen, die nur durch eine spürbare Senkung der N-Düngung, begleitet von finanziellen Einbußen für die Bewirtschafter, zu lösen sind.

Kommt zur Bewirtschaftung der Flächen tierische Veredlung hinzu, verschärft sich das Problem möglicher N-Verluste zusehends. Alle Bewirtschafter haben erhebliche Schwierigkeiten, den Stickstoff in den Produktionsrückständen Jauche, Stallmist und Gülle in den Düngeplan einzubauen. In den untersuchten Betrieben wurden für die Bezugsjahre 1987 - 90 die Kenntnisse der Wissenschaft und der Beratungseinrichtungen dazu nur unzureichend genutzt.

Besonders deutlich tritt dies in einem Wassereinzugsgebiet zutage, dessen Flächen überwiegend im Nebenerwerb bewirtschaftet werden und in dem der Nitratgehalt im Rohwasser seit einigen Jahren über 50 mg/l liegt. Die Viehdichte ist mit nur 1 Dungeinheit je ha gering, das reichlich vorhandene Grünland wird nur mäßig mit Stickstoff gedüngt. Die Bewirtschafter brachten Stallmist und Jauche ausschließlich im Frühjahr auf die wenigen Flächen mit Sommerung aus und berücksichtigten die in den Dungstoffen enthaltenen Nährstoffe bei der Bemessung des Handelsdüngers kaum. Diese Art der Stallmistwirtschaft hatte sich seit Generationen vom Vater auf den Sohn vererbt, die Zugänglichkeit zu Beratungs- und Fortbildungseinrichtungen war gering.

Die Gründe für die verbreitete Mißwirtschaft beim Einsatz der Wirtschaftsdünger sind vielfältig. Allgemein scheint das Problem der Schädlichkeit von N-Verlusten unzureichend bekannt zu sein. Die Notwendigkeit der Vermeidung von Nitratausträgen wird noch eher eingesehen als die Verhinderung der Ammoniak-Verflüchtigung. Fehlende technische Möglichkeiten bei der Lagerung und der gleichmäßigen Verteilung von Gülle und Jauche sind ein weiterer Grund. Dazu kommen eine erschwerte Arbeitsverteilung im Betriebsablauf, die zeitweilige Unbefahrbarkeit der Flächen und die Angst vor Pflanzenschäden bei Frost oder trockener Witterung.

Bei all diesen Nachteilen ist die N-Wirkung der Wirtschaftsdünger selbst bei Analyse ihres  $\text{NH}_4$ -Gehaltes schwer einzuschätzen, ihr Einbau in die Düngepraxis erfordert viel Erfahrung. Interesse und Bereitschaft dazu besteht bei den größeren Haupterwerbsbetrieben durchweg, auch wenn das kostspielige Investitionen voraussetzt, die nur teilweise durch Einsparungen beim Düngerkonto ausgeglichen werden. Flächenschwache Betriebe mit hohem Veredlungsanteil machen sich dagegen weniger Gedanken um die Feldproduktion und sind den damit verbundenen Problemen weniger zugänglich. Die fachlichen Kenntnisse der Betriebsleiter konzentrieren sich auf den Viehstall, während die Bewirtschaftung der Flächen eher ein notwendiges Übel ist.

Allen Betriebsleitern gemeinsam war die Überzeugung, daß eine ausschließliche N-Versorgung der Kulturpflanzen über Wirtschaftsdünger bei Höchstserträgen nur in Einzelfällen realisierbar ist. Keiner wollte z. B. auf die Unterfußdüngung des Mais mit Diammonphosphat verzichten, was eine N-Zufuhr von 36 kg/ha bedeutet. Die Startdüngung von Getreide im zeitigen Frühjahr und die Qualitätsdüngung zum Blühbeginn sowie die Überbrückung von Versorgungslücken bei ungünstiger Witterung erforderten die Ausbringung von Handelsdünger. Auch Aspekte der Schmachhaftigkeit von Weidegras begrenzten die Einsatzmöglichkeit für Jauche und Gülle. Eine Ergänzung durch 50 bis 60 kg/ha Handelsdünger-N im Durchschnitt aller Kulturen wurde als notwendig erachtet. Durch den Handelsdünger ließen sich einerseits auch unter ungünstigen Witterungsbedingungen die Nachteile der Wirtschaftsdünger mildern, andererseits wurde deren Effizienz erhöht.

Zusammen mit den Bewirtschaftern der untersuchten Betriebe wurden N-Düngepläne mit dem Ziel guter Verwertung der Dungstoffe bei hohen Ernteerträgen aufgestellt. Darin ließ sich bei optimierter Eiweißfütterung der Tiere und bei Ausnutzung aller bekannten Möglichkeiten zum sinnvollen Einsatz von Wirtschaftsdüngern der Dunganfall von maximal 2 Dungeinheiten je ha unterbringen. Höhere Viehdichten führten zu überproportional steigenden N-Verlusten - sei es gasförmiger Art oder als Nitrat mit dem Sickerwasser. Ein Viehbesatz von weniger als 2 DE/ha machte den Einsatz von Handelsdünger über den Mindestbetrag von 50 bis 60 kg/ha hinaus erforderlich.

Es sei betont, daß die genannten 2 Dungeinheiten für ein hohes Ertragsniveau gelten, bei dem zwangsläufig N-Verluste auftreten. In problematischen Wassereinzugsgebieten kann es notwendig werden, das Bodennutzungssystem auf geringerem N-Versorgungsniveau zu halten. Das bedeutet dann einen niedrigeren Viehbesatz.

Über die zu erwartenden Nitratgehalte im Grundwasser sagen die N-Salden wenig aus, da sie potentiell der Verminderung durch Festlegung von N im Boden und

durch gasförmige Freisetzung von  $\text{NH}_3$  und von  $\text{N}_2$  und  $\text{N}_2\text{O}$  unterliegen. Ferner beeinflusst die Sickerwassermenge als Folge von klimatischen und von Standortfaktoren den Nitratgehalt.

N-Festlegung im Boden findet z. B. bei Krümenvertiefung statt. So wurden auf einem Betrieb, dessen Flächen aus einem Flughafen hervorgegangen waren, über 25 Jahre hinweg jährlich 80 bis 100 kg N/ha in der heute 35 cm mächtigen Ackerkrume festgelegt. Ähnlich hohe Festlegungsraten fanden wir für rekultivierte Flächen des Braunkohle-Bergbaus. Nach Erreichen des Gleichgewichts-Humusgehaltes mußte die N-Düngung um den Betrag der bis dahin erfolgten N-Festlegung reduziert werden.

$\text{NH}_3$ -Verluste entstehen insbesondere im Viehstall, beim Weidegang und bei der Lagerung und Ausbringung der Dungstoffe. Ansatzpunkte für eine Verminderung sind eine Optimierung der Fütterung (häufig werden zu hohe Eiweißmengen verabreicht), Abdeckung der Jauche- und Güllelager sowie verschiedene Maßnahmen bei der Ausbringung.

Die größte Unbekannte bleibt die Denitrifikation. Selbst auf Marktfrucht-Betrieben ist uns kein Beispiel dafür bekannt, daß der N-Bilanzsaldo in vollständiger Höhe in das Grundwasser gelangt. Eine zwischenzeitliche Verminderung um 30 bis 60 % treffen wir auf grundwasserfernen Standorten häufig an. Der wichtigste Ort für die Denitrifikation ist die Wurzelzone, während im nicht durchwurzelten Bereich der Dränzone nur wenig Nitratabbau festzustellen ist. An Standorten, auf denen die Wurzelzone zeitweise in die Grundwasserzone hineinreicht, finden wir überwiegend sehr niedrige Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser. Diesen Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und Denitrifikation konnten wir auch an mehreren Catänen nachweisen, in denen auf einheitlich bewirtschafteten Schlägen die Nitratgehalte unterhalb der Wurzelzone mit zunehmender Grundwasserferne deutlich anstiegen.

Tab. 1: Siehe in diesem Band bei: Klages, F. W. u. B. Stahl: Eine BSB-Methode zur Bestimmung des biologisch verfügbaren C in der ET- und Dränzone

Tab. 2: Relative Verteilung des Stickstoffs in landwirtschaftlichen Erzeugnissen auf verwertete Produkte und auf Produktionsrückstände in %

Produktionsverfahren	verwertete Produkte	Produktionsrückstände
Wiese	>90	<10
Futter: Mais, Feldgras	>90	<10
Futterzwischenfrüchte	>90	<10
Z.-Rüben mit Blatternte	>90	<10
Getreide mit Strohbergung	>90	<10
Getreide ohne Strohbergung	75-85	15-25
Körnerraps	45-55	45-55
Z.-Rüben ohne Blatternte	35-45	55-65
Kartoffeln	30-40	60-70
Rinderweide	15-20	80-85
Geflügelmast/Legehennen	25-30	70-75
Schweinemast	25-30	70-75
Milchkühe	18-25	75-82
Mastbullen	18-22	78-82
Zuchtschweine	15-20	80-85
Gründüngung	0	100
Brache, stillgelegte Flächen	0	100

**NITRAT-STEUERUNG IN WASSEREINZUGSGEBIETEN: DER VOM NUTZUNGSSYSTEM  
BESTIMMTE N UMSATZ-ÜBERSCHUSS DES AGRARISCHEN ÖKOTOP-MOSAIKS**

von

BECKER, K.W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN u. B. MEYER\*

**Ziel**

Aufbauend auf den Erkenntnissen im Hinblick auf die Denitrifikationspotenz und die Gefahr der Nitratauswaschung verschiedener Ökotope waren Sanierungskonzepte für die Landbewirtschaftung zu erarbeiten, die es gestatten, den Nitrataustrag in den Grundwasser-Leiter zu reduzieren. Die Untersuchungen wurden im linksniederrheinischen WEG Viersen-Süchteln durchgeführt.

**1. Schritt: Ökotopt-Kartierung.**

Wassereinzugsgebiete sind Landschaftsausschnitte mit einem Mosaik an Böden oder besser: Ökotypen (Biozönose plus Biotop) mit unterschiedlichem Verhalten gegenüber eingetragenen Stickstoff.

Unter einem Agrarökotop ist ein Landschaftselement zu verstehen, welches definiert wird durch Einheitlichkeit von:

- |                   |
|-------------------|
| -- Boden          |
| -- Pflanzendecke  |
| -- Nutzungssystem |

Der Faktor Boden umfasst dabei nicht nur die Boden-Horizontierung, sondern vor allem seine Zonierung in ET-, Drän-, und Grundwasserzone.

**2. Schritt: Erfassung der landwirtschaftlichen Nutzungsverhältnisse und N-Haushaltstypen und die Berechnung der Nährstoffbilanzen**

**Die Betriebsbilanz**

Der Nährstoffüberschuß aus der Betriebsbilanz, berechnet aus dem Zukauf-Verkauf (Import-Export) des gesamten landwirtschaftlichen Betriebes verteilt sich mehr oder weniger gleichmäßig auf seine Flächen. Zum Errechnen der Betriebsbilanzen werden sämtliche Nährstoff-Importe, i.d.R. bestehend aus Handelsdüngern und Futtermitteln, und Nährstoff-Exporte, i.d.R. bestehend aus tierischen und pflanzlichen Marktprodukten, benötigt. Die Datenbasis für diesen Bilanztyp stellen die Jahres-Wirtschaftsabschlüsse und darüberhinaus die ergänzenden Aufzeichnungen der Landwirte dar.

Der Stickstoffüberschuß eines Betriebes, bezogen auf seine Nutzfläche, stellt einen Parameter dar, der es gestattet, die N-Belastung der Böden dieser Flächen und, unter Berücksichtigung bestimmter Standortbedingungen, auch die potentielle Nitratbelastung der Dränzone abzuschätzen.

**Die Stallbilanz**

In tierhaltenden landwirtschaftlichen Betrieben kommt der "Stallbilanz" des innerbetrieblichen Futter-Dung-Kreislaufes eine entscheidende Bedeutung zu.

Das Import-Glied der Stallbilanz besteht aus den zugekauften Futtermitteln und dem selbsterzeugten Futter. Zur Berechnung des Importes sind Menge und Art der zugekauften Futtermittel aus den Jahres-Wirtschaftsabschlüssen zu erheben.

\* Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str.4, D-3400 Göttingen

Die Menge des betrieblich erzeugten Futters und die Menge des Einstreustrohs sind aufgrund der Anbauflächen, der Angaben der Landwirte und der Ertragshebungen zu schätzen. Export-Glied sind der Verkauf tierischer Produkte und der Stickstoff in Wirtschaftsdüngern, dessen Erfassung als Differenzbetrag das Ziel dieser Bilanz ist. Zur Kalkulation des Stickstoffexportes müssen Art und Menge der verkauften tierischen Produkte, vermindert um die N-Mengen in zugekauftem Vieh, bekannt sein.

Der Saldo zugeführte Nährstoffe minus Nährstoffe, die mit tierischen Produkten verkauft werden, ergibt jene Mengen, die bei verlustfreier Lagerung in den Wirtschaftsdüngern enthalten sein müßten. Sie werden in den Flächenbilanzen als Zufuhr eingesetzt.

#### Die Flächenbilanz

Die Berechnung der Nährstoff-Bilanz für einen Schlag erfolgt unter Berücksichtigung aller Größen der Nährstoff-Zufuhr und der Nährstoff-Abfuhr, wie sie aus Schlagkarteien und Messungen zu erheben sind. Die Flächenbilanz wird berechnet, indem von der Zufuhr der Nährstoffe über Handels-Düngemittel und Wirtschaftsdünger die Abfuhr der Nährstoffe über Marktfrüchte und über Wirtschaftsfutter subtrahiert wird.

#### Erst die Übereinstimmung von Betriebs-, Stall- und Flächenbilanz stellt die Richtigkeit der durchgeführten Erhebungen heraus.

Die 15 Betriebe, bei denen mehr als 40 % ihrer LN im WEG liegen, haben einen Überschuß von 172 kg N/ha·Jahr. Dahinter verbirgt sich jedoch eine beträchtliche Variation der N-Überschüsse zwischen den 3 Nährstoffhaushalts-Betriebstypen: Die **Futterbaubetriebe** importieren im Durchschnitt 144 kg N/ha mehr als sie exportieren, die **Veredelungsbetriebe** 161 kg N/ha und die **Futterbau-Veredelungsbetriebe** sogar 276 kg N/ha.

Um zu einem geschlossenen Flächenmosaik der N-Überschüsse zu gelangen, wurden auch für die restliche LN (20 %) Flächenbilanzen erstellt. Dabei handelt es sich um Schläge von Betrieben, die meist weniger als 3 ha im Untersuchungsgebiet bewirtschaften.

Zwei Gruppen von Flächen weisen besonders hohe N-Überschüsse auf. Zum einen sind es die hofnahen Weideflächen, deren hohe Überschüsse bei üblicher Mineraldüngung aus dem kurzgeschlossenen Kreislauf der Nährstoffe beim Weidegang und gleichzeitiger Eiweiß-Konzentrat-Zufütterung resultieren. Zum anderen sind es die hofnahen Schläge von Betrieben, deren sonstige Flächen zu einem beträchtlichen Anteil in größerer Entfernung vom Wirtschaftszentrum liegen. Diese hofnahen Flächen dienen bevorzugt zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Auf der anderen Seite weisen die hoffernen Flächen von weit außerhalb des Gebietes gelegenen Höfen nur geringe Überschüsse auf.

#### Die Anbaufrucht-Spezifität

Die N-Bilanzen der Getreidearten sind ausgeglichen oder weisen einen relativ geringen positiven N-Saldo auf. Er resultiert aus den unzureichenden technischen Möglichkeiten des Einsatzes von Wirtschaftsdüngern, besonders Flüssigmist und der deshalb notwendigen Handelsdünger-N-Düngung. Die Wirtschaftsdünger werden derzeit zum überwiegenden Anteil zu den Sommerkulturen Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln eingesetzt oder sie verbleiben direkt beim Weidegang auf dem Grünland.

Die Summe der den Flächen allein mit Handelsdüngern zugeführten N-Mengen entspricht 85% der N-Abfuhr. Die den Flächen in Wirtschaftsdüngern zugeführten N-Mengen entsprechen, wenn die gasförmigen Verluste unberücksichtigt bleiben, 91% der N-Abfuhr.

Die Steuerungsinstrumente, die zur Sanierung eines Wassereinzugsgebietes mit einer derartigen Betriebstypen-Struktur eingesetzt werden können, müssen

darauf abzielen, den N-Saldo zu senken, indem die Handelsdünger durch einen optimierten Einsatz der Wirtschaftsdünger substituiert werden. Dies setzt voraus, daß sie durch die Betriebsleiter entsprechend ihrer pflanzenbaulichen Ertragseffizienz richtig bewertet werden. Das wiederum verlangt die Schaffung einer hinreichenden Güllelager-Kapazität und die Optimierung einer kulturgerechten Applikationstechnik. Durch einen von uns erstellten Düngeplan läßt sich der durchschnittliche Saldo von 169 kg N/ha auf 110 kg N/ha senken ohne daß Ertragsseinbußen zu erwarten sind. Auf dieser Grundlage haben die Stadtwerke Viersen mit den Landwirten des WEG eine Flüssigmist-Kooperation gegründet.

### **3.Schritt: Überprüfen der Beziehung zwischen den Ergebnissen der Bilanzierung und dem N-Austrag in das Grundwasser.**

Um das Ausmaß dieser Beziehungen zu untersuchen, wurden die  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen an der Grundwasser-Oberfläche gemessen. Den Weg von der Boden- zur Grundwasser-Oberfläche durch die ET-Zone und die Dränzone legten wir auf 185 Schlägen mit dem EIJKELKAMP-Lehmbohrer zurück. Das dabei gewonnene Bodenmaterial wurde in 30 cm-Segmenten auf  $\text{NO}_3$  und  $\text{NH}_4$  analysiert. Über die "Klimatische Wasserbilanz" und die "Feldkapazität" wurden die gemessenen Dränzonen-Frachten bestimmten Zeitphasen des Eintrages zugeordnet und dem Jahres-Saldo der Flächenbilanzen (N-Zufuhr minus N-Abfuhr) gegenübergestellt.

#### **Einfluß der Anbaufrüchte auf den N-Austrag**

Anbaufrüchte wie der Weizen, der keinen N-Überschuß hat, und die Gerste mit einem hohen N-Überschuß von 153 kg N/ha haben einen annähernd gleichen N-Austrag von ca. 90 kg N/ha. Bei den anderen Feldfrüchten ist dagegen eine tendenzielle Abhängigkeit des Betrages der N-Auswaschung von der Höhe des Überschusses erkennbar.

So besitzen der Mais mit einem N-Saldo von 231 kg N/ha und die Kartoffeln mit einem von 219 kg N/ha auch einen überdurchschnittlich hohen Austrag von 104 kg bzw. 123 kg N/ha.

Die Dränzonen-Jahresfrachten betragen bei den Kulturen, die einen positiven N-Saldo besitzen, lediglich zwischen 41 % und 59 % der N-Überschüsse. Bei den aus dieser Betrachtung herauszunehmenden Weideflächen beträgt der Anteil lediglich 18 %. Dieser sehr niedrige Wert beruht darauf, daß ein hoher Anteil der Weiden auf den sehr denitrifikations-intensiven Standorten der unteren Niederterrasse liegt und auch darauf, daß die  $\text{NH}_3$ -Verluste beim Weidegang und bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern beträchtliche Ausmaße annehmen können.

Die geringe Übereinstimmung zwischen den N-Düngungsüberschüssen der einzelnen Kulturen und Anbaufrüchte und den diesen in der Dränzone darunter zeitlich zuzuordnenden Nitrat-N-Frachten kann folgende Ursachen haben:

1. Starke Denitrifikation in der ET-Zone und der Dränzone. Dies gilt besonders für das Weideland, in dem die Zone kapillarer Sättigung in den Wurzelraum reicht.
2. Ammoniak-N-Verluste aus Wirtschaftsdüngern. Dies gilt besonders bei Zuckerrübe, Feldgras, Wintergerste, Mais und Kartoffeln.
3. Die Oszillationen zwischen Netto-Mineralisation und Festlegung von Stickstoff in der organischen Substanz des Bodens führen zu einer Nivellierung der Höhe der jährlichen Auswaschungsverluste.
4. Die beim Transport der nitrathaltigen Bodenlösung durch die ET- und Dränzone der Böden eintretende, hydrodynamische Dispersion kann die Grenzen zwischen den Jahres-Tiefenabschnitten der Dränzone verwaschen.

### Einfluß des Betriebstyps auf den N-Austrag

Der langfristige Jahres-N-Austrag variiert zwischen 42 kg N/ha/Jahr an forstlich genutzten Standorten und 94 kg N/ha/Jahr auf Flächen der Veredelungsbetriebe. Besser als mit den Rotationen und Anbaufrüchten lassen sich die Jahresfrachten in der Dränzone nach der Höhe der durchschnittlichen N-Salden aus der Betriebsbilanz der untersuchten Flächen reihen.

Tab. 1 : Jahres-N-Salden, Jahres-N-Frachten in der Dränzone (JDF), NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen der Jahres-Sickerwasser-Mengen (S) und der Grundwasser-Oberfläche (GWO) bei unterschiedlicher Flächennutzung.

Flächennutzung/ Betriebstyp	in kg N/ha		in %	NO <sub>3</sub> -N in mg/l	
	N-Saldo*	JDF	JDF % Saldo	S	GWO
Wald	0	42		34	20
Marktfrucht	20	63		17	8
Futterbau	129	84	65	26	22
Veredelung	149	94	63	27	23
Futterbau-Vered.	228	93	41	29	29

\*) ohne N im Niederschlag

Die Konzentrationen an Nitrat-N liegen in den Jahres-Sickerwasser-Mengen bei den Marktfrucht-Betrieben um 17 mg/l, bei den Veredelungsbetrieben um 27 mg/l. Sie entsprechen in ihrer Reihenfolge im wesentlichen den Dränzonen-Jahresfrachten und den N-Salden.

Herauszuheben ist, daß unter Waldflächen, welche die geringsten Jahres-Dränzonenfrachten zeigen, die Nitrat-N-Konzentrationen mit 34 mg/l aufgrund der geringeren Sickerwasser-Lieferung und der damit einhergehenden Konzentrierung der im Sickerwasser gelösten Stoffe höher sind als unter Flächen viehstarker Veredelungsbetriebe. Die jährlich ausgewaschene N-Menge von 42 kg N/ha entspricht den atmosphärischen N-Einträgen im Wald. Auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen liegen diese bei 20 kg N/ha\*Jahr.

Die NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Bereich der Grundwasser-Oberflächen liegen entsprechend der Rangfolge der N-Salden zwischen 8 und 29 mg/l. Die Waldflächen weisen Konzentrationen an der Grundwasser-Oberfläche auf, die durchschnittlich bei 20 mg NO<sub>3</sub>-N/l liegen und sich damit nicht wesentlich von denen der Futterbau- und Veredelungsbetriebe unterscheiden.

Der Parameter NO<sub>3</sub>-N-Konzentration an der Grundwasser-Oberfläche erweist sich unter den gegebenen stratigraphischen Verhältnissen als sehr geeignet, um das Ausmaß der nutzungsbedingten N-Überschüsse zu erfassen. Dies ist in folgendem begründet: Die Bohrungen wurden in Grundwasser-Zugrichtung gelegt und zwar so, daß das Wasser dem jeweiligen Feldschlag zuzuordnen war.

Wir schlagen daher vor, parallel zur betriebswirtschaftlichen Bilanzierung eine einfach durchzuführende Nährstoff-Betriebsbilanz einzuführen, die es gestattet, die Belastung eines Ökotopts durch den Gesamtbetriebs-Überschuß zu erfassen und darauf aufbauend Sanierungskonzepte zu entwickeln.

#### Literatur

BECKER, K.-W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN u. B. MEYER (1992, im Druck): Nitrat im Grundwasser agrarischer Ökotope - Gött. Bodenkundl. Ber. 99

Variabilität der Nitratverlagerung und deren Erfassung  
mittels Saugsonden in einem Sandboden unter Feld-  
bedingungen

von

Böttcher, J., O. Strebél und W.H.M. Duynisveld\*)

**KURZBERICHT**

Bei Quantifizierung und Beurteilung der Nitrat-Auswaschungsverluste aus dem Wurzelraum im Zusammenhang mit Grundwasserqualitätsproblemen ist die mittlere Nitratkonzentration der jährlichen Grundwasserneubildung die wichtigste Zielgröße. Zu deren Ermittlung müssen Wasserflüsse und Nitratkonzentrationen in einer Tiefe unterhalb des Wurzelraums als Funktion der Zeit bestimmt werden. Zur Messung der Nitratkonzentration werden meist Saugsonden mit porösen Kerzen eingesetzt. In einer Felduntersuchung sollte die Frage geklärt werden, wieviele Saugsonden auf einem Untersuchungsstandort eingesetzt werden müssen, um die mittlere Nitratkonzentration der Grundwasserneubildung mit vorgegebener Genauigkeit bestimmen zu können.

Im Winterhalbjahr 1989/90 wurde ein Feldexperiment zur räumlichen Variabilität der Stoffverlagerung unterhalb des Wurzelraums durchgeführt. Die wichtigsten Standort- und Randbedingungen des Experiments sind: **Untersuchungszeitraum:** 22. Sept. 1989 bis 16. März 1990. **Standort:** Gley-Podsol in ebener Lage, Flurabstand 2 bis 1.4 m unter Flur, Vorfrucht W.-Weizen, danach Stoppelbearbeitung, über Winter brach. **Tracerausbringung:** 7.5 g Br<sup>-</sup>/m<sup>2</sup> am 22. 9. 1989 auf die Bodenoberfläche, keine zusätzliche N-Ausbringung. **Saugsonden:** 51 Saugsonden (P80 Kerzen) entlang eines 10 m Transekts vertikal installiert, Absaugtiefe  $z = 120$  cm, Probenahme ereignisabhängig. **Wasserhaushalt:** Berechnung der Wasserflüsse  $q(z,t)$  mit einem für den Standort geeichten und validierten Wasserhaushaltsmodell.  $\Sigma$  Niederschlag = 276 mm,  $\Sigma q(z) = 188$  mm. Auf der Basis des Tracerversuchs, der hier nicht weiter dargestellt wird, können **zwei Feststellungen** zu dem Stoffverlagerungsexperiment getroffen werden: 1) Im Boden abwärts wandernde Stofffrachten werden an diesem Standort mit den Saugsonden unterhalb des Wurzelraums praktisch verlustfrei wiedergefunden. 2) Das mittlere Verlagerungsgeschehen läßt sich mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung befriedigend nachvollziehen, es steht nicht im Widerspruch zu klassischen Vorstellungen des Stofftransports.

Die in  $z = 120$  cm Tiefe an insgesamt 16 Terminen mit den Saugsonden gemessenen NO<sub>3</sub>-Konzentrationen variieren horizontal teilweise erheblich. Abbildung 1 zeigt beispielsweise die Verteilung der NO<sub>3</sub>-Konzentrationen am 3. 1. 1990 ( $\Sigma q(z) = 106.5$  mm). Die Variationsbreite beträgt mehrere hundert mg NO<sub>3</sub>/l, selbst zwischen benachbarten Kerzen kommen Konzentrationsdifferenzen von über 200

\*) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

mg  $\text{NO}_3$ /l vor. Wegen der großen Zahl von Saugkerzen ( $n=51$ ) ergeben sich für die  $\text{NO}_3$ -Konzentrationsmittelwerte je Termin trotz der erheblichen Streuung relativ enge Konfidenzintervalle ( $p=95\%$ ), wie der in Abbildung 2 dargestellten  $\text{NO}_3$ -Durchbruchskurve zu entnehmen ist. Horizontale räumliche Korrelationen zwischen den  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen je Termin wurden geostatistisch analysiert. Abbildung 3 gibt typische Beispiele für Variogramme zu verschiedenen Zeitpunkten des  $\text{NO}_3$ -Durchbruchs. Während der Anfangsphase des  $\text{NO}_3$ -Verlagerung (linkes Variogramm) ist eine deutliche räumliche Korrelation über einen Bereich (range) von etwa 1.2 m zu erkennen, bei größeren lag-Abständen streuen die normalisierten Semivarianzen um einen Schwellenwert (sill). Im Bereich maximaler  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen ( $E q(z) = 146$  mm, rechtes Variogramm) löst sich die räumliche Struktur bei den gegebenen Sondenabständen völlig auf, die Semivarianzen streuen alle um die Varianz der Stichprobe (pure nugget effect). Aufgrund der räumlichen Unabhängigkeit der  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen in der Phase des Hauptdurchbruchs gehen wir davon aus, daß die Streuung des Mittelwerts der mittleren  $\text{NO}_3$ -Konzentration der Grundwasserneubildung im Untersuchungszeitraum auf der Basis unabhängiger Daten ausgewertet werden kann.

Mit dem Wasserfluß in 120 cm Tiefe wurden im Zeitraum 22. 9. 1989 bis 16. 3. 1990 im Mittel der 51 Sonden 88 kg  $\text{NO}_3$ -N/ha unterhalb des Wurzelraums verlagert. Dies ist auch für einen Sandboden eine relativ große  $\text{NO}_3$ -Auswaschung, für die neben der herbstlichen N-Mineralisation auch die ziemlich große  $\text{NO}_3$ -Restmenge von ca. 44 kg  $\text{NO}_3$ -N/ha im Profil (0 - 90 cm) nach der Getreideernte im August 1989 verantwortlich ist. Aus der  $\text{NO}_3$ -Verlagerung und dem kumulativen Wasserfluß (188 mm) errechnet sich eine mittlere  $\text{NO}_3$ -Konzentration der Grundwasserneubildung von 208 mg  $\text{NO}_3$ /l, deren Standardabweichung beträgt  $\sigma = 40.6$  mg  $\text{NO}_3$ /l. Anhand des zentralen Grenzwertsatzes ergibt sich mit diesem  $\sigma$ -Wert der in Abbildung 4 dargestellte Verlauf des Konfidenzintervalls ( $p=95\%$ ) des wahren Mittelwerts der mittleren  $\text{NO}_3$ -Konzentration in Abhängigkeit von der Anzahl eingesetzter Saugsonden. Wie man erkennt, kann bei dem betrachteten Standort die mittlere  $\text{NO}_3$ -Konzentration der Grundwasserneubildung mit 4 bis 10 Saugsonden unterhalb des Wurzelraums bereits mit einer Genauigkeit ( $p=95\%$ ) von 20 bis ca. 10% des Mittelwerts erfasst werden.

Die Ergebnisse und Aussagen zur Erfassbarkeit der mittleren  $\text{NO}_3$ -Konzentration unterhalb des Wurzelraums mittels Saugsonden sind mit folgenden Problemen und Grenzen behaftet: 1) Im Gegensatz zur  $\text{NO}_3$ -Konzentration ist der Wasserfluß  $q(z,t)$  nur als mittlerer Wert für die Fläche bekannt, obwohl auch mit Variabilität von  $q(z,t)$  zu rechnen ist. 2) Die Aussagen gelten für die mittlere  $\text{NO}_3$ -Konzentration, nicht für die früheste Ankunftszeit in einer bestimmten Bodentiefe o. ä. Fragen. 3) Wenn Teile des Wasser- und Stofftransports als schneller Transport in Bereichen des Bodens ablaufen, die nicht von den Saugsonden erfasst werden und/oder für die der Wasserfluß nicht quantifizierbar ist, wird die Bestimmung des Stofftransports mit dem benutzten methodischen Ansatz unsicher.

Wir danken dem Umweltbundesamt für finanzielle Förderung der Untersuchungsarbeiten. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse an anderer Stelle ist geplant.

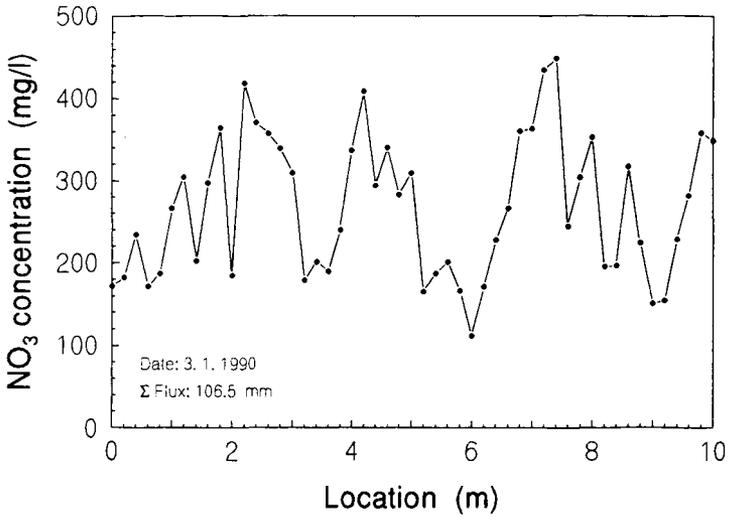


Abb. 1: Beispiel für NO<sub>3</sub>-Konzentrationsverteilung in 120 cm Tiefe entlang des Sonden-Transekts.

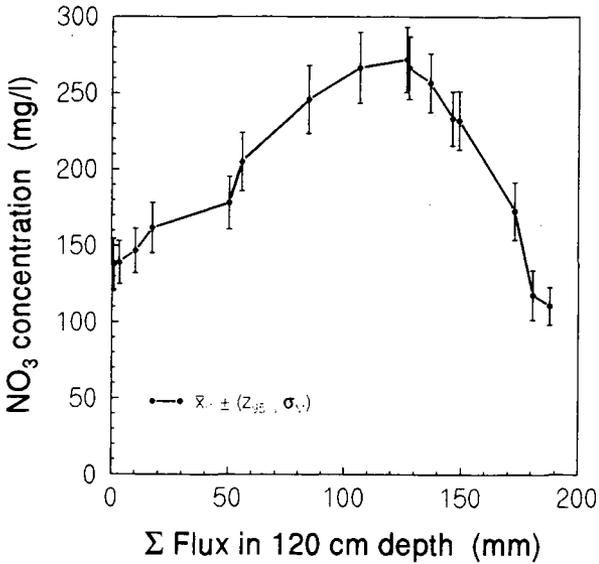


Abb. 2: Mittlere NO<sub>3</sub>-Durchbruchskurve in Abhängigkeit vom kumulativen Wasserfluß.

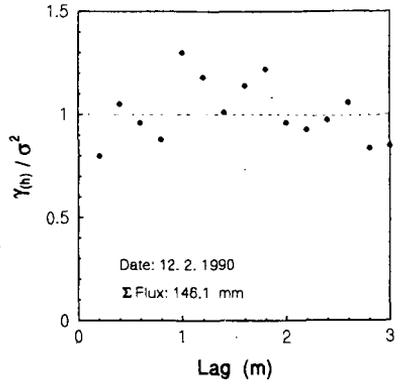
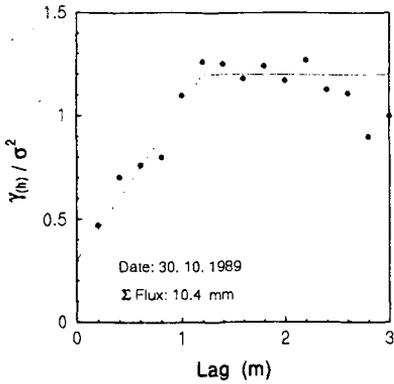


Abb. 3: Variogramme von  $\text{NO}_3$ -Konzentrationsverteilungen. Links: bei Beginn der  $\text{NO}_3$ -Verlagerung; rechts: im Bereich des Durchbruchs.

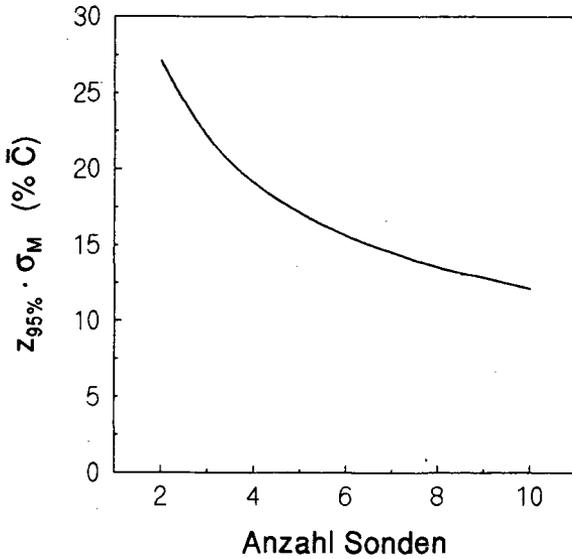


Abb. 4: Konfidenzintervall (% des Mittelwerts) der mittleren  $\text{NO}_3$ -Konzentration der Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von der Sondenzahl.

**Zusammenhang zwischen der landwirtschaftlichen Bodennutzung  
und der Stoffkonzentration im Grundwasser, dargestellt am  
Beispiel des Wasserwerkes Getelo-Itterbeck**

Bouwer, W., S. Gäth und H.-G. Frede<sup>1)</sup>

## 1 Einleitung

Zur Sicherung der Wasserqualität wurden in einem Trinkwasserschutzgebiet im Südwesten Niedersachsens Zusammenhänge zwischen der Nitratkonzentration des Grundwassers und der landwirtschaftlichen Nutzung untersucht<sup>2)</sup>.

Das Schutzgebiet umfaßt eine Fläche von 32 km<sup>2</sup>, die etwa je zur Hälfte forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzt wird. Grünlandwirtschaft und Feldfutterbau bilden die Voraussetzung für eine intensive Veredlungswirtschaft. Der Großviehbesatz liegt bei über 1,5 Großvieheinheiten·ha<sup>-1</sup> landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Die aus pleistozänen Sedimenten entwickelten Böden des Schutzgebietes sind Podsole, Gley-Podsole und Gleye.

6 Förderbrunnen bilden die Fassungsreihe des Wasserwerkes. Zusätzlich wurden bisher weitere 22 Beobachtungsbrunnen gebohrt.

## 2 Ergebnisse

Für das Grundwasser kann eine Belastung mit Nitrat registriert werden. Tabelle 1 zeigt, daß besonders im oberflächennahen Grundwasser hohe Belastungen auftreten.

Die kontinuierlichen Grundwasseranalysen weisen desweiteren auf eine erhebliche Heterogenität der Einleitungen hin. Erhöhte Nitratkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers sind ausschließlich unter landwirtschaftlich genutzten Flächen zu beobachten. Generalisierende Aussagen einer hohen Belastung, besonders des oberflächennahen Grundwasser sind dagegen nicht möglich.

<sup>1)</sup> Dipl.-Ing. agr. Wilhelm Bouwer, Dr. Stefan Gäth und Prof. Dr. Hans-Georg Frede  
Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landeskultur,  
Senkenbergstraße 3, 6300 Gießen, Bundesrepublik Deutschland  
<sup>2)</sup> s. a. BOUWER et al. (i.Dr.)

Tab. 1: Nitratkonzentrationen des Grundwassers im Zeitraum Mai 1984 - Mai 1991

	Anzahl der Analysen  [N]	Nitrat- Konzentration		Schwankungs- bereich  [mg NO <sub>3</sub> · l <sup>-1</sup> ]
		<50 mg/l [%]	>50 mg/l [%]	
ALLE BRUNNEN	1326	73	27	0 - 450
FLACHBRUNNEN	625	59	41	0 - 450
TIEFBRUNNEN	701	85	15	0 - 224

Zur Ermittlung der landwirtschaftlichen Einflüsse wurde das durchschnittliche N-Düngungsniveau für einzelne landwirtschaftliche Kulturen ermittelt. Es konnten dabei erheblich divergierende Stickstoff-Düngerintensitäten zwischen den und innerhalb der Kulturarten festgestellt werden.

Aus der Gegenüberstellung der durchschnittlichen N-Einträge und der N-Entzüge wurden in einem zweiten Schritt N-Bilanzen ermittelt (Tabelle 2). Die Berechnungsansätze erfolgten unter der Annahme konstanter Mengen an organisch gebundenem Boden-Stickstoff.

Alle Ackerkulturen weisen positive Bilanzen auf. Die aus den Salden berechneten potentiellen Nitratkonzentrationen spiegeln zudem das gesamte Spektrum der in den Brunnen vorgefundenen Nitratkonzentrationen wieder.

Punktuelle Untersuchungen auf einzelnen Flächen ergaben einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration des oberflächennahen Grundwassers und der landwirtschaftlichen Bodennutzung, wobei eine ungleichmäßige Flächenverteilung der organischen Düngemittel beobachtet werden konnte. Nitrat wird in den Sandböden sehr schnell in tiefere Schichten verlagert. In der Zeit der Grundwasserneubildung besteht die Gefahr, daß oberflächennahes Nitrat in eine Tiefe von 3 - 4 m ausgewaschen wird, bei zusätzlichem Einfluß der Wasserförderung sogar bis 5 m. Infolge hoher Wasserbilanzüberschüsse und spätem Bodenschluß der Kulturen sind in den Böden NO<sub>3</sub>-Auswaschungsverluste auch innerhalb der Vegetationsperiode nicht auszuschließen.

Tab. 2: Vereinfachte mittlere Stickstoff-Bilanz einzelner Kulturen im Wassereinzugsgebiet sowie die resultierende potentielle Nitrat-Konzentration des Sickerwassers im Zeitraum von 1984 - 1988 [eigene Berechnungen]

	Mais	Kart	FuRü	WiRo	SoGt	WiGe
Durchschn. Düngere-zufuhr von 1984 - 1988 [kg N·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> ]	273	254	320	131	146	202
Zufuhr mit dem Niederschlag pro Vegetationsperiode <sup>(1)</sup> [kg N·ha <sup>-1</sup> ]	10	10	10	10	10	10
Durchschn. Ertrag <sup>(2)</sup> [dt·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> ]	459	448	891	37	45	45
Berechneter durchschn. Entzug <sup>(3)</sup> [kg N·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> ]	138	157	223	94	102	105
Bilanz-Überschuß [kg N·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> ]	145	107	107	47	54	107
Pot. NO <sub>3</sub> -Konzentration im Sickerwasser bei einer Sickerwasserrate von 300 l·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> [mg NO <sub>3</sub> ·l <sup>-1</sup> ]	214	158	158	68	80	158

Kart = Kartoffeln                      FuRü = Futterrüben  
 WiRo = Winterroggen                  SoGt = Sommergetreide  
 WiGe = Wintergerste

Quelle: <sup>(1)</sup> BÖTTCHER et al., 1984  
<sup>(2)</sup> LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS, 1988  
<sup>(3)</sup> RUHR-STICKSTOFF AG, 1985

### 3 Schlußfolgerung

Für erhöhte Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser konnten folgende Ursachen abgeleitet werden:

- eine mengenmäßige, nicht an den Bedarf der Pflanzen orientierte Düngung (Überdüngung),
- eine zeitlich unangebrachte Düngerpraxis (besonders der Gülleanwendung),

- ungenügende Kenntnisse über Nährstoffgehalt und Verfügbarkeit der organischen Düngemittel,
- der Umbruch von Dauergrünland,
- eine fehlende Bodenbedeckung.

Kenntnisse über den durchschnittlichen Viehbesatz bzw. über die mittleren Nährstoffmengen der organischen Düngemittel erlauben keine unmittelbaren Rückschlüsse auf die potentielle Nitratbelastung des Grundwassers. Für die Bemessung einer im Sinne der "ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung" gültigen maximalen organischen N-Düngung sind pauschale Richtwerte wenig geeignet, sofern die Verträglichkeit der Kulturpflanzen für organische Düngung und die Hof-Schlag-Transportentfernung nicht gleichermaßen bewertet werden. Zur Sicherung der Grundwasserqualität sind infolgedessen standortbezogene Richtwerte für die organische Düngung zu erarbeiten, die sowohl die kulturspezifische Verträglichkeit als auch die anbauspezifische Auswaschungsgefährdung (Bodenschluß) berücksichtigen.

Der landwirtschaftlichen Individualberatung kommt in diesem Zusammenhang eine übergeordnete Rolle zu, indem sie die Erstellung flächenbezogener Stickstoff-Bilanzen vorrangig leisten muß. Dabei können durch die in dem Gebiet praktizierte, konstruktive Zusammenarbeit zwischen dem Wasserversorgungsunternehmen sowie den im Wasserschutzgebiet ansässigen Landwirten, unter Beteiligung der landwirtschaftlichen Fachbehörde, wesentliche Informationen zum Schutz des Grundwassers gewonnen und entsprechende Maßnahmen in der Praxis realisiert werden.

### Literatur

BÖTTCHER, J., FREDE, H.-G. u. MEYER, B. (1984): Atmosphärische Deposition von Bioelementen im Agrar-Ökosystem. 1. Mitt.: Deposition von Bioelementen mit dem Niederschlag. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 753-759.

BOUWER, W.; S. GÄTH; H.-G. FREDE (i.Dr.): Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration des Grundwassers und der landwirtschaftlichen Bodennutzung, dargestellt am Beispiel des Wasserwerkes Getelo-Itterbeck. In: Wasser und Boden, (im Druck).

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS (1988): Die landwirtschaftlichen Verhältnisse im Gebiet der Landwirtschaftskammer Weser-Ems 1987, Oldenburg.

RUHR-STICKSTOFF AG (Hrsg.) (1985): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 10 Aufl., Münster-Hiltrup.

Bodenabtrag in unterschiedlich genutzten und ausgestatteten Kleinlandschaften des Kraichgaus

von

Clemens, G. +)

Der Kraichgau ist eine lößbedeckte Senke zwischen Odenwald im Norden und Schwarzwald im Süden, Rheintal im Westen und den Keuperbergen Stromberg und Heuchelberg im Osten. Das Gebiet gilt als stark durch Erosion geprägt und erosionsgefährdet. Gründe dafür sind eine lange und intensive landwirtschaftliche Nutzung der erosionsanfälligen Böden bei relativ starkem Relief und hohem Anteil energiereicher Regenfälle, insbesondere im Frühsommer. Es wird davon ausgegangen, daß durch die moderne Landnutzung, verbunden mit einer Verlängerung der Hänge und der Brachezeiten, die Erosion zugenommen hat. Vorliegende Messergebnisse von Schadenskartierungen aus dem Kraichgau ergaben unter Hackfrüchten Abträge von  $154-174 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (EICHLER 1974/75) oder  $12-248 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (DIKAU, 1986) bei Einzelereignissen bzw. -jahren und als Mittel aus 3 Jahren  $16 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  von Kuppen und  $77 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  von Unterhängen bei großer Hanglänge (QUIST, 1984).

Wegen kleiner Referenzflächen und kurzer Betrachtungszeiten sowie dem Fehlen von Angaben über das Ausmaß früherer Erosion besteht die Gefahr einer Überschätzung des rezenten Abtrags und damit der Effekte moderner Bewirtschaftungsweisen.

Durch Bilanzierung der gesamten Bodenverluste aus dem Hügelgebiet und der rezenten Gewinne in den Senken ganzer Einzugsgebiete wurde versucht, Aussagen über Effekte unterschiedlicher Ausstattung und Nutzung von Kleinlandschaften auf die Erosion zu gewinnen.

Die **Vorgehensweise** bestand darin, daß zur Abschätzung der **Gesamtverluste** aus dem Hügelbereich die Kleinlandschaften detailkartiert (1:1500) wurden. Nach den Untersuchungen von BLEICH (1978, 1989) kann davon ausgegangen werden, daß im Kraichgau, unter Erosionsschutz, in allen geomorphen Positionen (mit Ausnahme der steilen Hänge am westlichen Kraichgaurand) auf Löß Parabraunerden entwickelt sind, mit einer Entkalkungstiefe von 11 - 12 dm. Aus der Differenz der Entkalkungstiefe der kartierten Böden zu einem nicht erodierten Standardprofil wurde die Masse an erodiertem Bodenmaterial berechnet.

Der **rezente Anteil** der Erosion wurde bilanziert auf der Basis der in den Senken akkumulierten Masse an Bodenmaterial, das erhöhte Werte an Cadmium und Blei aufweist. Diese Elemente werden in landwirtschaftlich genutzte Böden zusammen mit Phosphordünger (Cd) und/oder als Stäube eingetragen und sind dort wenig mobil. Dazu wurden zunächst in der Mitte der Senken jeweils ein Leitprofil mit der Humax-Bohrsonde beprobt und beschrieben. Es wurden darin bestimmt die Gehalte an Cd und Pb im Königswasseraufschluß

+) Inst. f. Bodenkunde und Standortslehre, Emil-Wolffstr. 27, 7000 Stuttgart 70

(gemessen mit AAS Perkin Elmer 3030 bzw. Unicam SP9) und an verwitterbarem P (SCHLICHTING & BLUME, 1966), als Summe aus nativem und Düngephosphat. Ferner wurden, entlang von quer durch die Senke verlaufenden Transekten, in Bohrstockprofilen die Tiefenfunktion von Cd und Pb gemessen wurde. Je nach Geländeform betrug die Entfernung der Transekte 100-200 m und die der Profile innerhalb der Transekte 30-50 m. Flächen gleicher Tiefe der Cd- und Pb-Anreicherung wurde durch Interpolation der Untersuchungsergebnisse ermittelt.

Als **Untersuchungsobjekte** wurden aufgrund von Voruntersuchungen in 8 geschlossenen Einzugsgebieten 2 Kleinlandschaften bei Münzesheim im südlichen- und 2 bei Gondelsheim im südwestlich Kraichgau ausgewählt. Diese werden ackerbaulich, aber ohne Sonderkulturen, genutzte. Einige Charakteristika der Landschaften sind in Tab. 1 zusammengestellt. Hauptauswahlkriterium für die Auswahl war, daß in den Einzugsgebieten natürlich bedingte Erosionsrisiken (lange, steile Hänge) und anthropoge (hoher Hackfruchtanteil, hangabwärts bearbeitete Hänge) unterschiedlich kombiniert sind.

Tab. 1: Einige Charakteristika unterschiedlich ausgestatteter und genutzter Einzugsgebiete im Kraichgau.

Landschaft	Größe <i>ha</i>	Ø Hang- neigung %	Hang- längen <i>m</i>	Ø Schlag- größe) <sup>1)</sup> <i>ha</i>	Bearbeitungs- richtung hangab/-paral.	derzeitige Nutzung	
						Stufen- raine	Hackfrucht- anteil) <sup>1)</sup> %
Münzesheim A	20,1	8) <sup>2)</sup>	50-150	0,3	(+) / +	+	3
Münzesheim B	23,5	6	50-100	1,1	+ / (+)	-	33
Gondelsheim B	39,0	n.b.	50-200	39,0	+ / -	-	50
Gondelsheim C	47,1	7	200-300	1,3	- / +	-	27

<sup>1)</sup> Mittel der Jahre 87-89, nach Heilmann (unveröff.), <sup>2)</sup> ohne Berücksichtigung der Terrassierung

Das **Bodenmuster** in den untersuchten Kleinlandschaften ist zu charakterisieren durch unterschiedliche Anteile an Pararendzinen und Parabraunerden unterschiedlichen Erosionsgerades (Tab. 2). Am stärksten erodiert sind die beiden Kleinlandschaften in Münzesheim mit nicht vorhandenen oder geringen Flächenanteilen an nicht erodierten Parabraunerden und sehr hohen an Pararendzinen. Die Kolluvien in den Senken sind zu einem überwiegenden Teil tiefer als 10 dm und werden in der Regel von Parabraunerden unterlagert, in der Landschaft Münzesheim B am Hangfuß auch von unverwittertem Löß.

Die **Tiefenfunktion der Tracer** zeigt eine eng Korrelation der Gehalte an Cd und Pb sowie an verwitterbarem P. Die Werte an Cd und Pb stiegen von 0,15 bzw. 9 mg·kg<sup>-1</sup> in tieferen, unbelasteten Bereichen der Kolluvien auf Werte > 0,2 bzw 17 mg·kg<sup>-1</sup> in den Ap-Horizonten an. Am tiefsten reichte die mit Cd und Pb angereicherte Schicht in Gondelsheim B (bis 9 dm). Der größte Teil der Senke wurde, ebenso wie in Münzesheim B, von Flächen eingenommen, in denen die Anreicherung bis 5 dm reicht. In Gondelsheim C war eine kleine Fläche bis 6 dm angereichert, während auf einem Großteil der Fläche die An-

reicherung nicht tiefer als 4 dm reichte. In Münzesheim A waren in den Kolluvien keine erhöhten Gehalte unterhalb von 3 dm festzustellen.

Tab. 2: Flächenanteile der Kartiereinheiten im Hügelbereich von 4 Einzugsgebieten im Kraichgau (in % der Gesamtfläche)

Landschaft	Parabraunerden			Pararendzina
	nicht erodiert <sup>1)</sup>	mäßig erodiert <sup>2)</sup>	stark erodiert <sup>3)</sup>	
	%	%	%	%
Münzesheim A	0,0	7,7	2,6	58,0
Münzesheim B	2,1	6,4	2,2	51,7
Gondelsheim B	10,4	14,3	12,4	26,4
Gondelsheim C	7,3	5,5	2,9	26,0

<sup>1)</sup> Entkalkungstiefe >10 dm, <sup>2)</sup> Entkalkungstiefe 7,5-10 dm, <sup>3)</sup> Entkalkungstiefe 4-7,5 dm

Das berechnete **Ausmaß der Erosion** ist der Tab. 3 zu entnehmen. Die aus dem Bodennuster und auf die Fläche des Abtragsgebiets bezogenen Gesamtabträge ergaben in Münzesheim rund 5000 t·ha<sup>-1</sup> höhere Abträge als in Gondelsheim. Eine Beziehung zur natürlichen Ausstattung kann nicht abgeleitet werden.

Tab. 3: Abtrag von Bodenmaterial aus dem Hügelbereich und rezente Akkumulation in den Senken von 4 unterschiedlich genutzten und ausgestatteten Einzugsgebieten im Kraichgau.

Landschaft	Gesamtverluste	Gesamtgewinne	rezyenter Abtrag <sup>1)</sup>		Anteil rezent/gesamt
	in 1000 t·ha <sup>-1</sup>	in 1000 t	in 1000 t·ha <sup>-1</sup>	t·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup> <sup>2)</sup>	%
Münzesheim A	12,9	8,3 <sup>3)</sup>	0,6 <sup>3)</sup>	14 <sup>3)</sup>	4 <sup>3)</sup>
Münzesheim B	12,6	49,4	3,4	84	27
Gondelsheim B	7,6	67,0	2,7	67	35
Gondelsheim C	8,4	52,0	1,5	39	18

<sup>1)</sup> rezyenter Abtrag=Gesamtgewinne/Fläche des Liefergebiets, <sup>2)</sup> zugrunde gelegt werden 40 a

<sup>3)</sup> angenommen wird ein Auftrag von 1 dm

Die Abträge sind unterschätzt, weil bei Pararendzinen lediglich der Gesamtverlust der Parabraunerde in die Bilanz eingeht, nicht aber der Anteil an frischem Löß.

Der rezente Anteil des Abtrags nahm in der Reihe Münzesheim B, Gondelsheim B, Gondelsheim C, Münzesheim A ab, mit dem höchsten Anteil des rezenten- am Gesamtabtrag in Gondelsheim B und jährlichen Abträgen von bis zu 84 t·ha<sup>-1</sup>.

Unterschätzt wird der rezente Abtrag dadurch, daß Austräge von Bodenmaterial aus den Kleinlandschaften, wie sie bei katastrophentartigen Erosionsereignissen beobachtet werden, in die Bilanz nicht eingehen, ferner durch unscharfe Übergänge von hohen zu

niedrigen Gehalten der Tracer, die dadurch zustandekommen, daß eine Bodenbelastung erst über längere Zeiten aufgebaut wird.

Eine Überschätzung der rezenten Erosionsbeträge wäre dann zu erwarten, wenn die Tracer im Profil verlagert würden. Dies ist hier unwahrscheinlich, weil aufgrund der hohen pH-Werte zumindest im oberen Teil der Kolluvien die Mobilität auch von Cd gering ist.

Nach den aufgestellten Bilanzen entsprechen die präzementen Erosionsbeträge (Gesamtabtrag-rezenter Abtrag) nicht der, die sich aus der Hangneigung und -länge ergebenden Einschätzung einer natürlichen Erosionsgefährdung. Vielmehr sind die beiden Landschaften bei Münzesheim, unabhängig von ihrer Ausstattung, stärker erodiert als die Landschaften bei Gondelsheim, was auf unterschiedlich lange Dauer der Nutzung zurückgeführt wird.

Die rezenten Erosionsbeträge sind erwartungsgemäß in den Landschaften mit großen Schlägen und hohem Anteil an Hackfrüchten an der Gesamtfläche (Münzesheim B, Gondelsheim B) am höchsten. Sie sind in der überwiegend hangparallel bearbeiteten Landschaft (Gondelsheim C), trotz relativ hohem Anteil an Hackfrüchten, großer Schläge und langer Hänge, deutlich niedriger als bei hangabwärts bearbeiteten Landschaften. In der terrassierten Landschaft (Münzesheim A) findet ein Eintrag von belastetem Bodenmaterial in die Senke kaum statt.

## 5 Literatur

- BLEICH, K. E. (1978): Erosion von Böden infolge Bodennutzung. - in: Daten und Dokumente zum Umweltschutz - Sonderreihe Umwelttagung **22**, 109-112.
- BLEICH, K. E. (1989): Soil formation, erosion and N-dynamics in the Loess landscape of the middle Neckar and Kraichgau area, Baden-Württemberg. - in: STAHR, K., H.-P. BLUME, R. JAHN (Hers.): Gedächtniskolloquium "Ernst Schlichting" Memorial Workshop, Tagungsband, Ulmer, Stuttgart, 233 S.
- DIKAU, R. (1986): Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluß und Bodenabtrag von Meßparzellen und landwirtschaftlichen Nutzflächen. - Heidelberger Geographische Arbeiten **81**, 195 S.
- EICHLER, H. (1975/75): Bodenerosion in Mais- und Rübenkulturen - Beiträge zur Landschafts- u. Heimatforschung **4**, 174-189
- QUIST, D. (1984): Zur Bodenerosion im Zuckerrübenanbau des Kraichgaus. - Diss. d. Uni. Heidelberg, 226 S.
- SCHLICHTING, E & BLUME, H.-P (1966): Bodenkundliches Praktikum, Verlag Paul Parey, Hamburg, 209 S.

Diese Arbeit entstand im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 183 der DFG "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften". Wir danken für die Unterstützung.

## Transport eines Tracers in einem ungestörten Ackerboden unter natürlichen Bedingungen

von

Durner, W. , Ch. Rehding und R. Herrmann<sup>1</sup>

### **Einführung**

Die Abschätzung des Gefährdungspotentials von Chemikalien in Böden und Grundwasser erfordert die Modellierung ihres Transport- und Abbauverhaltens. Die notwendigen Parameter für solche Modellierungen sind im Freiland jedoch oft nur sehr schwierig zu erheben. Sie werden deshalb meist durch Auswertungen von Durchbruchkurven gewonnen, die an (im besten Fall ungestörten) Bodensäulen erhoben werden. Jeder Transfer von Ergebnissen aus solchen Versuchen auf das Freiland ist jedoch einer ganzen Reihe von Problemen unterworfen. Unter anderem zählen hierzu die Repräsentierbarkeit des Freilandsystems durch eine Bodensäule (*räumliche Variabilität, notwendiges repräsentatives Elementarvolumen, Störung des Systems*), die Simulation bestimmter natürlicher Umweltbedingungen (*Temperatur, Wassergehalte und -flüsse, Ränder*) und die Adäquanz des verwendeten Transport- und Abbaumodells, insbesondere in Hinblick auf das mögliche Auftreten von bevorzugtem Wasser- und Stofftransport.

Das Ziel dieser Untersuchung war deshalb, einen Freilandstandort so zu instrumentieren, daß das Transportverhalten von Chemikalien *in situ* in seiner Variabilität erfaßt, und somit eine **Validierung von Transportmodellen** unternommen werden kann. Hierzu wurde ein Ackerstandort mit einer Instrumentierung ausgestattet, die es erlaubt, unter *geringstmöglicher Störung* der hydraulischen Prozesse den schnellen und langsamen Stofftransport in seiner räumlichen Variabilität zu erfassen. In dieser Mitteilung soll der Aufbau des Freilandstandortes dokumentiert und die Ergebnisse eines Verlagerungsexperimentes für den Tracer Bromid dargestellt werden. Ergebnisse zu den begleitenden Laborversuchen sowie zur Verlagerung von reaktiven Chemikalien finden sich in weiteren Beiträgen in diesem Band (Fickinger et al. 1991, Zurmühl et al. 1991a, Limmer et al. 1991 und Rehding et al. 1991).

### **Material und Methoden**

#### STANDORTBESCHREIBUNG

Um die angestrebte Möglichkeit einer Validierung von Stofftransportmodellen für organische Spurenschadstoffe zu erhalten, wurde ein Freiland-Intensivmeßstandort eingerichtet. Die Anlage und Instrumentierung des Standorts war durch eine Reihe von Anforderungen gekennzeichnet, die in Tab.1 gelistet sind. Als geeigneter Standort wurde ein ehemals mit Wald bestockter Acker, ca. 1 km südlich der Universität Bayreuth gelegen, gefunden. Bei dem Boden handelt es sich um eine Pseudogley-Braunerde aus Keupersandstein. Wegen seiner Skelettarmut und wegen seiner Stabilität (lehmiger Sand) entspricht der Boden den gelisteten Anforderungen. Wurzelreste und ehemalige Wurzelgänge der ursprünglichen Waldbestockung sind im Unterboden deutlich zu erkennen und führen zu einer hohen räumlichen Variabilität der bodenphysikalischen und -chemischen Parameter.

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

**Tab. 1: Kriterien zur Anlage und Instrumentierung des Standorts.****Anlagekriterien:**

- Maximale Ungestörtheit des Standorts: horizontaler Einbau aller Geräte, keine kontinuierliche Beprobung.
- Erfassung der kleinräumigen räumlichen Variabilität: alle Messungen in wenigstens 9 Parallelen pro Tiefe.
- Erfassung des langsamen und schnellen Stoff- und Wassertransports: verschiedene Probenahmesysteme (Tensiometer, Saugkerzen, ungestört eingebaute "Tunnel-Lysimeter" (vgl. Rehding et al., 1991), destrukt. Probenahme).
- Instrumentierung zur Erfassung des Transports organischer Spurenstoffe: besondere Anforderungen an Materialauswahl.

**Instrumentierung und Beprobung**

- Tensiometer zur Erfassung des Potentialfeldes. Einbau in den Tiefen 15, 30, 45, 60, 90 und 120 cm in je 9 Parallelen. Material: Glas/Keramik, Kerzenlänge 5 cm, Durchmesser 20 mm, horizontale Einbautiefe 70 bis 120 cm.
- Saugkerzen (Glas/Keramik) zur Erfassung der Stoffkonzentration im Bodenwasser. Kerzenlänge 50 cm, Durchmesser 20 mm, 6 Tiefen mit 9 Parallelen, horizontale Einbautiefe ca. 1.2 m.
- Tunnel-Lysimeter (Edelstahl) zur Erfassung des Makroporenflusses. *In situ* - Einbau in 5 Tiefen, jeweils 4 Kammern mit 20x20cm Oberfläche.
- Destruktive Probenahmen zur Erfassung der volumengemittelten Stoffkonzentration in Boden und Bodenwasser.
- Meteorologische Station zur Erfassung der Parameter Niederschlag, Temperatur, Nettostrahlung, Wind und relative Feuchte erfaßt.
- Sprinkleranlage zur Beregnung und zur Aufgabe gelöster Chemikalien.

Zur Minimierung vertikaler Störungen und um den Standort weiterhin in üblicher Weise bewirtschaften zu können wurde manuell eine Grube (12 m lang, 2.5 m breit, 1.8 m tief) ausgeschachtet, von der aus ein horizontaler Einbau der Beprobungs- und Meßgeräte möglich war. Während der Ausschachtung wurde das gesamte Profil intensiv beprobt (bodenchemische Probenahmen, Stechzylinderprobenahmen, Probenahmen von Bodensäulen). Die anschließende Auskleidung der Grube erfolgte mit massiven unbehandelten Holzdielen. Die bodenzugewandte Seite wurde zur Vermeidung von Wasserverlusten durch Evaporation mit Aluminiumfolie belegt. Die ausschließliche Verwendung der Materialien Glas, Keramik und Edelstahl für die Meß- und Sammelgeräte gewährleistet, daß von der Instrumentierung her auch für problematische organische Schadstoffe (z.B. Phthalate, Zürmühl et al., 1991b) keine Kontaminationsgefahr besteht. Das Sorptionsverhalten der unterschiedlichen Chemikalien ist ebenfalls sehr gering, und wurde von Fall zu Fall im Labor getestet.

## EXPERIMENT

Simultan mit der Aufgabe eines organischen Schadstoffs (Rehding et al., 1991) wurde 1 mol des Tracers Bromid über die Sprinklerberegnungsanlage aufgegeben. Tab. 2 listet die Aufgabebedingungen.

**Tab. 2: Experimentelle Bedingungen für die Aufgabe von KBr (2.11.1990).**

Aufgabefläche:	15x5 m
Aufgabedauer:	1 h
Aufgabeintensität:	2mm/h
Konzentration:	7 mmol/l KBr

Im Anschluß an die Aufgabe erfolgte für eine weitere Stunde die Beregnung mit Wasser in derselben Intensität. Die weitere Verlagerung der Chemikalien erfolgte unter unmanipulierten Umweltbedingungen (Abb. 1). Die Beprobung der Saugkerzen erfolgte am 13. Nov. für ca. 24 Stunden. Zur Beprobung wurde ein maximaler Unterdruck von -750 hPa angelegt. Die durchschnittlich in einer Saugkerze gewonnene Menge an Bodenlösung war  $100 \text{ cm}^3$ . Dies entspricht einer Wasserentnahme von ca.  $0.3 \text{ cm}^3$  pro  $\text{cm}^2$  Saugkerzenoberfläche. Entsprechend den Ergebnissen von Vorversuchen im Labor wurden die ersten 20 ml jeder Beprobung verworfen, da sie aus dem in der Wandung der Saugkerzen gespeicherten Wasser entstammen.

### Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt die meteorologischen Randbedingungen im Versuchszeitraum. Die gesamte Niederschlagsmenge betrug bis zum 11. Tag nach Experimentbeginn 25 mm; die Verdunstung war in dieser Zeit vernachlässigbar. Das erste größere Regenereignis am 3. Tag nach Versuchsbeginn

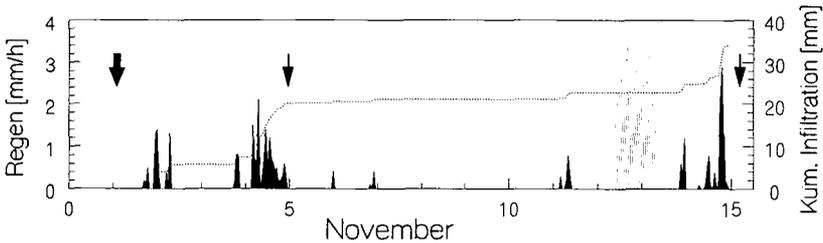


Abb. 1: Niederschlagsverteilung und kumulative Infiltration im Versuchszeitraum.

➔ Ausbringung, ➔ Proben. Lysimeter, ⬇ Proben. Saugkerzen.

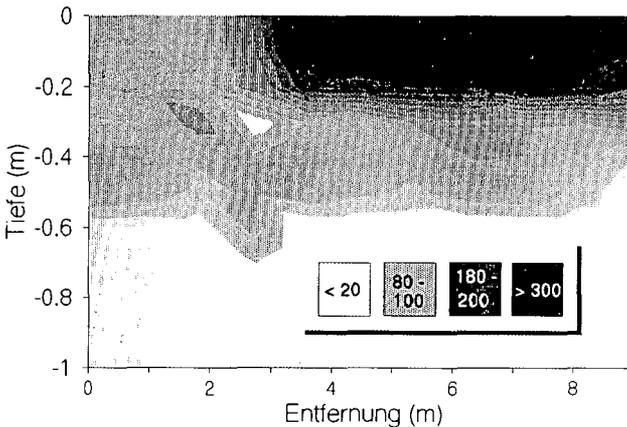


Abb. 2: Räumliche Verteilung der Br-Konzentrationen in den Saugkerzenproben. Angegeben Konzentrationen in  $\mu\text{mol/l}$ .

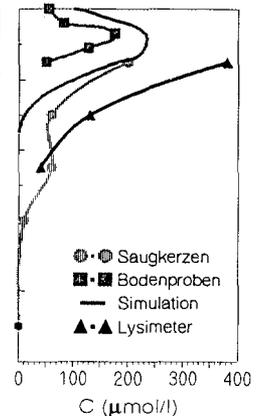


Abb. 3: Mittlere Tiefenverteilung der Br-Konzentration nach verschiedenen Beprobungsverfahren.

fürhte zu einem Ansprechen der Lysimeter in den ersten drei Tiefenstufen. Dieses Ansprechen ist an positive Wasserdrücke gebunden. Die aufgefangenen Wasserhöhen variierten von 7 mm in 15 cm Tiefe bis 2 mm in 45 cm Tiefe; in allen Tiefen war  $\text{Br}^-$  nachweisbar (Abb. 3). Auf die Niederschläge am 15. November folgte ein erneutes Ansprechen der Lysimeter, wobei diesmal bei allen Tiefen Wasser austrat.

Abb. 2 zeigt die interpolierte räumliche Verteilung der  $\text{Br}^-$ -Konzentrationen aus den Saugkerzenproben. Es ist erkennbar, daß sich trotz der Saugkerzenlänge von 50 cm, die die kleinräumige Variabilität in zumindest einer Dimension ausgleicht, deutlich verschiedene Tiefenprofile ergeben. Abb. 3 vergleicht die Ergebnisse einer Simulation mit der Konvektions-Dispersionsgleichung (Parameter aus Laborversuchen an ungestörten Bodensäulen, vgl. Fickinger et al. 1991) mit den gefundenen mittleren Konzentrationen. Die destruktive Probenahme und die Simulation (beides volumengemittelte Konzentrationen) zeigen beide ein ähnliches Tiefenprofil; allerdings ergibt die Probenahme eine unvollständige Massenbilanz. Dies weist darauf hin, daß ein Teil des Tracers schneller und bereits in größere Tiefen verlagert wurde. Die Werte der Saugkerzenproben (fließgemittelte Konzentrationen, die stark zu größten jeweils wassergefüllten Poren gewichtet sind), bestätigen, daß bereits bis in 45 cm Tiefe eine nennenswerte Verlagerung erfolgt ist. Eine Massenbilanzierung aufgrund dieser Werte ist allerdings nicht möglich. Die Lysimeter schließlich, die wegen ihrer Begrenzung auf gesättigten Transport noch mehr zu den Grob- und eventuellen Makroporen hin gewichtet sind, zeigten hohe Konzentrationen bis in 45 cm Tiefe.

### Schlussfolgerung

- (1) Aufgrund der räumlichen Variabilität des Transports im ungestörten Boden lassen sich aus Einzelmessungen keine zuverlässigen Aussagen ableiten.
- (2) Ergebnisse unterschiedlicher Beprobungsverfahren weichen signifikant voneinander ab:
  - Destruktive Beprobung erfaßt alle Poren,
  - Saugkerzen erfassen vorwiegend jeweils die größten wassergefüllten Poren,
  - *In situ* Lysimeterbeprobung erfaßt nur Grob- und Makroporen.
- (3) Am Standort tritt bevorzugter Transport auf, der durch die Modellierung mit dem Konvektions-Dispersions-Modell und Parametern aus Labormessungen nicht beschreibbar ist.

### Dank

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durch das Umweltbundesamt (F+E-Vorhaben 107 01 016/03) gefördert.

### Referenzen

- Rehding Ch., Durner W. (1991): Einfluß von Makroporen auf den Stofftransport in einem Ackerboden. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., diese Ausgabe.
- Fickinger Th., Lamprou A., Zurmühl T., Durner W. (1991): Vergleich von Batch- und Säulenversuchen zur Bestimmung des Sorptionsverhaltens von Dimethylphthalat an einem Ackerboden. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., diese Ausgabe.
- Limmer C., Durner W., Rehding Ch. (1991): Abbau von Dibutylphthalat in einem Ackerboden. Ein Vergleich von Labor- und Freilandexperimenten. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., diese Ausgabe.
- Zurmühl T., Durner W., Herrmann R. (1991a): Transport von Phthalsäure-Estern und Tracern in ungestörten Bodensäulen unter stationären Fließbedingungen. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., diese Ausgabe.
- Zurmühl T., Durner W., Herrmann R. (1991b): Transport of phthalate-esters in undisturbed and unsaturated soil columns. J. Contam. Hydrol., im Druck.

## Erfassung langjähriger Stickstofffrachten im Wassereinzugsgebiet der Stever und des Halterner Mühlenbaches

von

J. Fabis, S. Gäth und H.-G. Frede <sup>1)</sup>

### 1. Einleitung

Stickstoff und Phosphor zählen zu den gewässerbelastenden Schadstoffen (Werner et al. 1989). Zu den Emittenten gehören neben der Landwirtschaft die kommunalen Einleiter. Nitrat wird hauptsächlich über die Sickerwasserpassage verlagert während Phosphor mit dem Oberflächenabfluß oder oberflächennah transportiert wird. Am Beispiel der beiden Zuflüsse des Halterner Stausees, Stever und Halterner Mühlenbach, soll die Entwicklung der Nitratbelastung für den Zeitraum 1973 - 1990 dargestellt werden.

### 2. Material und Methoden

#### 2.1 Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet (EZG) des Halterner Stausees liegt im westlichen Münsterland und umfaßt 880 km<sup>2</sup>. Aus den beiden hydrogeologisch und pedologisch unterschiedlichen Teileinzugsgebiete der Stever (570 km<sup>2</sup>) und des Mühlenbaches (310 km<sup>2</sup>) fließen zusammen ca. 236 Mill.m<sup>3</sup> Wasser/Jahr ab. Im westlichen EZG (Mühlenbach) dominieren die Halterner Sande, im östlichen (Stever) Sand- und Tonmergel sowie Lößlehme. Die im Gegensatz zum Mühlenbach-Gebiet weniger wasserdurchlässigen Böden im EZG der Stever haben zur Folge, daß dort die Vorfluterdichte doppelt so hoch ist wie im Mühlenbach-Gebiet (Litz et al., 1989). Das relativ dünn besiedelte Untersuchungsgebiet ist durch eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung geprägt. Bei einem Anteil der LN von 73% an der Gesamtfläche sowie einem hohen Anteil Mais in der Fruchtfolge (31%) sank der Grünlandanteil von 41% (1971) auf unter 20% (1989). Die gleichzeitige Zunahme des Schweinebestandes um 80% belegt zudem die intensive Veredelungswirtschaft in diesem Raum.

#### 2.2 Datengrundlage

Die Abflußraten und die Stoffkonzentrationen in den Fließgewässern wurden von der Gelsenwasser AG, die Daten zu den Kläranlagen vom Lippeverband, Essen, und die Daten zur Landwirtschaft (Krs. Coesfeld) vom Statistischen Landesamt NW, Düsseldorf und der Landwirtschaftskammer Coesfeld zur Verfügung gestellt.

Der potentielle N-Eintrag im EZG wurde über eine einfache N-Bilanz berechnet. Die N-Zufuhr mittels Mineral- und wirtschafteigenen Düngern wurde gegen den N-Entzug von der Fläche saldiert. Die N-Zufuhr aus wirtschafteigenen Düngern wurde mittels des tierartspezifischen N-Anfalles pro Jahr, unter Abzug einer Lagerungs- und Ausbringungsverlustquote von 20% kalkuliert. Die verstärkte organische Düngung zu Hackfrüchten, Mais und Grünfütterpflanzen wurde über eine gewichtete Anrechnung berücksichtigt. Die N-Zufuhr aus Mineraldüngern wurde aus dem ertragsabhängigen Düngungsbedarf der Kulturpflanze abzüglich der o.g. Anrechnung der organischen Düngung kalkuliert. Der N-Entzug durch das Abernten der Fläche wurde aus den durchschnittlichen Erträgen und den N-Gehalten berechnet. Diverse Abbauprozesse (NH<sub>3</sub>-Bindung, Denitrifikation) wurden nicht berücksichtigt.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Unterschiede in der Hydrogeologie und Pedologie der beiden Teileinzugsgebiete spiegeln sich im **Abflußverhalten** der beiden Fließgewässer wider (Abb.1). Der Mühlenbach entwässert die gut durchlässigen Halterner Sande. Die geringere Vorfluterdichte sowie die größeren Teileinzugsgebiete ergeben eine höhere Trockenweterspende, die auf einen größeren Grundwasseranteil hindeutet. Die Stever entwickelt bei Hochwasser eine höhere Abflußspende, die einen größeren Anteil an Oberflächen- und oberflächennahem Abfluß vermuten läßt.

Die durchschnittliche **Nitrat-Konzentration** wächst für beide Zuflüsse im Zeitraum 1973-1990 in Raten von 0,6 mg\*l<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup> kontinuierlich an (Abb.2). In der Stever ist diese dabei um 13 mg\*l<sup>-1</sup> höher als im Mühlenbach. Die Schwankungsbreite der Nitratkonzentration reicht bei letzterem von

1) Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

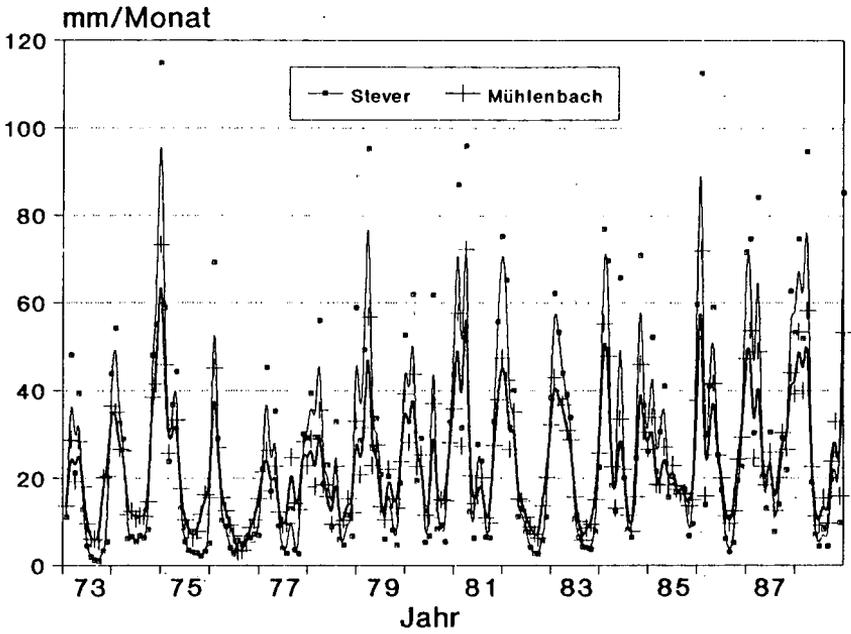


Abb.1: Monatliche Abflußraten der Stever und des Mühlenbaches, 1973 - 1988

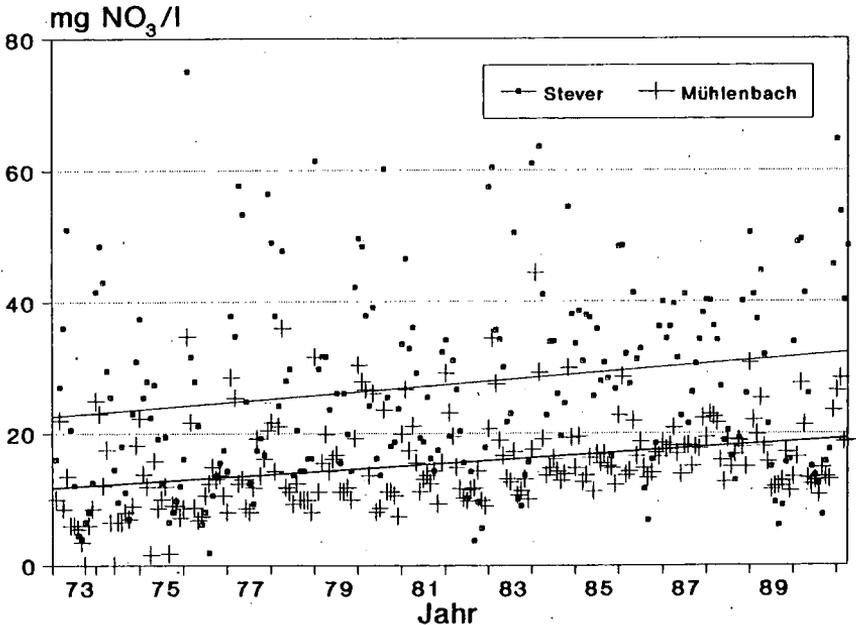


Abb.2: Entwicklung der Nitratkonzentration in der Stever und im Mühlenbach, 1973 - 1990

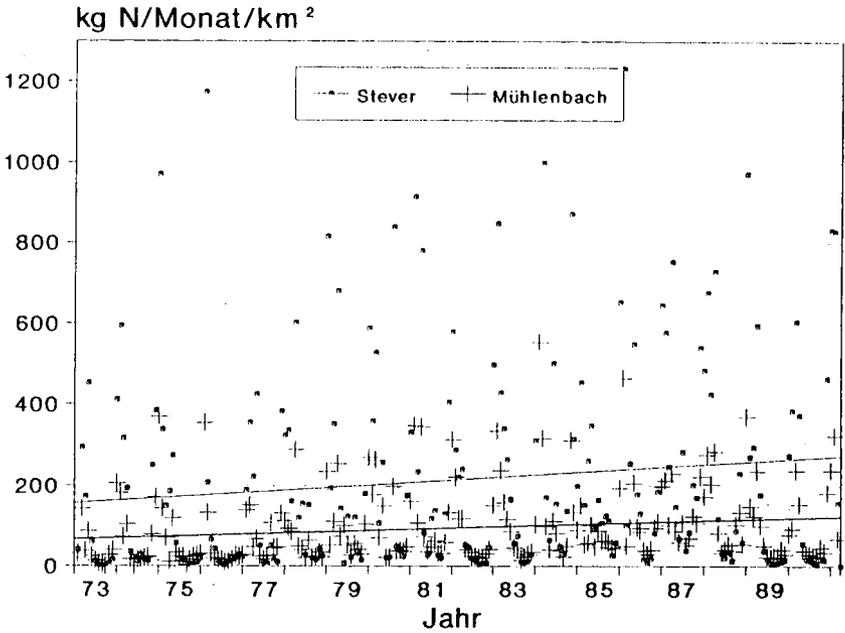


Abb.3: Entwicklung der spez. N-Fracht in der Stever und im Mühlenbach, 1973 - 1990

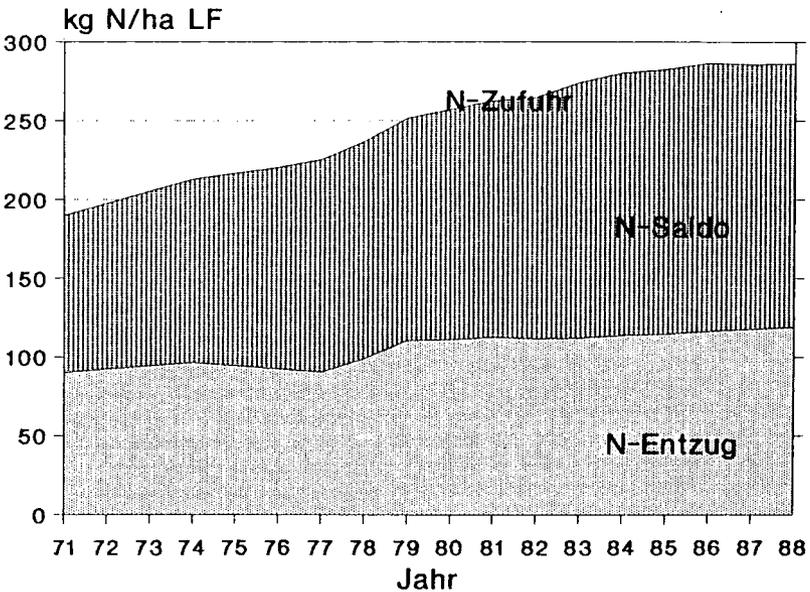


Abb.4: Entwicklung der N-Bilanz im WEG des Haltemeer Stausees, 1973 - 1988

0-40 mg\*l<sup>-1</sup> und bei der Stever von 2-75 mg\*l<sup>-1</sup>. Unter Berücksichtigung einer homogenen Düngepraxis im gesamten EZG weisen die höheren Nitrat-Konzentrationen und deren stärkere Streuung in der Stever auf einen größeren Anteil an direktem Abfluß hin. Diese Interpretation wird durch den annähernd gleichen Kurvenverlauf der Nitrat-Konzentration und der Abflussspende gestützt (Abb.1).

Die Kurvenverläufe der hier nicht dargestellten **Phosphor-Konzentration** weisen ein vergleichbares Verhalten auf. Die unterschiedliche Streuung der Meßwerte ist zum einen auf eine Konzentrierung bei Trockenwetterabflüssen (Stever/Mühlenbach) und zum anderen auf einen höheren erosiven Oberflächeneintrag im lößreichen und hängigeren EZG der Stever zurückzuführen. Für den Mühlenbach beträgt die durchschnittliche P-Konzentration über den gesamten Zeitraum 0,3 mg\*l<sup>-1</sup>. Demgegenüber erreichen die P-Konzentrationen der Stever Werte von 1,7 mg\*l<sup>-1</sup>, die 1984 abrupt fallen und 1986 mit 0,6 mg\*l<sup>-1</sup> dennoch doppelt so hoch sind wie im Mühlenbach.

Die **spezifische N-Fracht** im Halterner Mühlenbach verdoppelte sich im Untersuchungszeitraum von 75 auf 150 kg N\*Monat<sup>-1</sup>\*km<sup>-2</sup>, die der Stever wuchs von 160 auf 290 kg N\*Monat<sup>-1</sup>\*km<sup>-2</sup> (Abb.3). Die **spezifische P-Fracht** beträgt vergleichsweise in der Stever 18 kg P\*Monat<sup>-1</sup>\*km<sup>-2</sup> und im Mühlenbach 5 kg P\*Monat<sup>-1</sup>\*km<sup>-2</sup>. Damit sind sowohl die Nitrat-N- als auch die Gesamt-P-Frachten der Stever doppelt so hoch wie im Mühlenbach. Als Ursache für diese Diskrepanz kann der Eintrag aus den Kläranlagen vernachlässigt werden. Deren Untersuchung ergab im WEG des Halterner Stausees für die Jahre 1987 und 1988 einen NO<sub>3</sub>-N-Eintrag von 200 to\*a<sup>-1</sup> was einem Anteil von ca. 10% an der Gesamtfracht entspricht.

Welcher Stellenwert der Landwirtschaft bei der Belastung der beiden Fließgewässer zukommt, sollen die folgenden Ergebnisse zeigen. In **Abb.4** ist die Entwicklung der **N-Bilanz** (N-Saldo = N-Zufuhr - N-Entzug) der LN dargestellt. Während im Untersuchungszeitraum der N-Entzug nur leicht um 30 kg N auf 120 kg N\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup> stieg, wuchs die N-Zufuhr um 100 kg N auf 290 kg N\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup> überproportional an. Daraus resultiert eine Zunahme des N-Saldos von 70 kg N auf 170 kg N\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup>. Die Ursache dieser Entwicklung ist in der Ausweitung der Veredelungswirtschaft zu sehen, die zu einem hohen Anfall organischer Dünger geführt hat. Im Bundesgebiet wurde nur halb soviel N mit organischen Düngern (80 kg N\*ha<sup>-1</sup>\*a<sup>-1</sup>) ausgebracht wie im WEG des Halterner Stausees.

Aus der Gegenüberstellung der Potentiellen N-Einträge mit der tatsächlichen N-Fracht ergibt sich, daß in der Stever ca. 30% und im Mühlenbach nur ca. 15% des jährlichen N-Überschusses verfrachtet werden. Der geringere Anteil im EZG des Mühlenbaches ist mit dem größeren Grundwasserabstrom in den Halterner Sanden zu begründen. In beiden Einzugsgebieten nahm im Verlauf der Untersuchung die 'Verlustquote' um ca. 15% ab.

#### 4. **Schlußfolgerungen**

Werner und Olfs (1989) berücksichtigen in ihrer Quantifizierung der Nitrat-Belastung der Fließgewässer Denitrifikationsverluste von 50 % bei der Bodenpassage und dem Übertritt vom Grundwasser ins offene Gewässer. Diese Verlustquote liegt in unseren Untersuchungen bei 70-80 % und zeigt kaum Unterschiede im sand- (Mühlenbach) und im lehmig-tonreichen EZG (Stever). Diese hohen Verlustquoten sind nicht allein der Denitrifikation zuzuschreiben, sondern auch eine Folge der Verlagerung des Nitrates ins Grundwasser. Von dort gelangt es entweder mit zeitlicher Verzögerung ins offene Gewässer oder in tiefere Grundwasserschichten. Das bedeutet, daß bei einer Reduktion des N-Eintrages auf der Fläche die N-Fracht in den Fließgewässern nur verzögert zurückgehen würde. Die sinkende N-Verlustquote auf dem Weg von der Fläche ins offene Gewässer deutet zudem auf eine Verschärfung der Lage hin. Im gesamten EZG sind Maßnahmen zur Reduktion des N-Eintrages dringend erforderlich. Vor allem ein entzugsgerechter Düngereinsatz, der eine effektivere und ökologisch sinnvolle Verwertung der Gülle beinhaltet ist anzustreben. Wobei nach einem ganzheitlichen Konzept vorzugehen ist, da nach dem Gesetz von der Erhaltung der Masse die N-Bilanzüberschüsse nur in andere Regionen (Grundwasser) verlagert und nicht endgültig abgebaut werden. Eine Begrenzung der Maßnahmen auf Wasserschutzzonen ist daher fraglich.

#### Literatur:

- Litz, N., W. Kleine, U. Müller-Wegener und G. Milde, 1989: Erste Ergebnisse einer Studie zur Kontamination von Oberflächengewässern mit PSM; Mitt. DT. Bodenkdl. Ges. 59 II, 1107-1112.  
Werner, W. und H. Olfs, 1989: Stickstoff- und Phosphorbelastung aus der Land(wirt)schaft und die Möglichkeiten zu ihrer Verminderung; in Wasser, Colloquium Verlag, Berlin.

## **Gewässerbelastung nach experimentellen Düngergaben in kleinen bewaldeten Einzugsgebieten**

Feger, K.H. und G. Brahmer \*

### **1. Einleitung**

Steigende atmogene N-Einträge, etwa aus landwirtschaftlichen Quellen (Massentierhaltung) oder dem Kfz-Verkehr sowie eine Mobilisierung der N-Vorräte im Boden durch veränderte mikrobielle Abbaubedingungen können dazu führen, daß das N-Angebot im Boden den Bedarf der Mikroorganismen und Pflanzen übersteigt und  $\text{NO}_3^-$  ausgewaschen wird. In Abhängigkeit von den biogenen N-Umsetzungen im System Boden-Vegetation-Wasser kann der  $\text{NH}_4^+$ -Eintrag eine starke Versauerungsquelle darstellen. Erhöhte  $\text{NH}_4^+$ -Einträge mit dem Kronentraufwasser werden von entsprechenden  $\text{SO}_4^{2-}$ -Mengen begleitet. Das deponierte  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  stammt aus der Reaktion von  $\text{NH}_3$  und  $\text{SO}_2$  in der Atmosphäre. Die Höhe atmogener N- und S-Einträge in mitteleuropäischen Waldlandschaften kann jedoch regional beträchtlich variieren. So stehen durch intensive Tierhaltung und kleinparzellierte Waldverteilung gekennzeichneten Standorten, z.B. in den Niederlanden oder in Norddeutschland gering belastete, geschlossene Waldgebiete, z.B. in Südwestdeutschland, gegenüber. Im folgenden werden die hydrochemischen Auswirkungen experimentell erhöhter N- und S-Einträge in zwei schwach N-belasteten Fichtenlandschaften im Schwarzwald diskutiert. Die beiden Gebiete sind hinsichtlich ihrer internen Stoffumsätze deutlich differenziert.

### **2. Material und Methoden**

Die im Rahmen des forstökologischen Projektes ARINUS [1] untersuchten Gebiete liegen in den höheren Lagen des Süd- bzw. Mittelschwarzwalds. Das Vorhaben arbeitet mit dem Konzept eines erweiterten Waldökosystems und verbindet Messungen der internen Stoffumsätze mit Eintrag-/Austrag-Bilanzen geschlossener, vollständig bewaldeter kleiner Wassereinzugsgebiete. Die beiden ARINUS-Versuchsgebiete Schluchsee und Villingen bestehen aus jeweils drei benachbarten, gut vergleichbaren Kleineinzugsgebieten. Innerhalb jedes Einzugsgebiets wird an einem repräsentativen Standort der Stoffumsatz gemessen. Standortseigenschaften, Instrumentierung und Methodik wurden an anderer Stelle bereits ausführlich dargestellt [1,2,3].

Im Juni 1988 wurde in beiden Gebieten jeweils ein Einzugsgebiet flächig mit  $700 \text{ kg ha}^{-1}$   $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  zur Simulation erhöhter atmogener N- und S-Einträge von Hand gedüngt. Diese Gabe von  $150 \text{ kg ha}^{-1}$  N und  $170 \text{ kg ha}^{-1}$  S entspricht etwa dem 10-15fachen der aktuellen Jahreseinträge auf diesen Standorten bzw. den Jahreseinträgen extrem belasteter niederländischer oder norddeutscher Standorte. Dem Dünger wurde  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  NaCl als hydrologischer Tracer zugesetzt. Über die  $\text{MgSO}_4$ - bzw.  $(\text{K/Mg})\text{SO}_4$ -Düngung der anderen Einzugsgebiete wurde bereits berichtet [4]. Jeweils ein Einzugsgebiet blieb als Kontrolle unbehandelt. Die Vergleichbarkeit der Parallel-Einzugsgebiete wurde während eines Vorlaufjahres überprüft.

\* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, 7800 Freiburg i.Br.

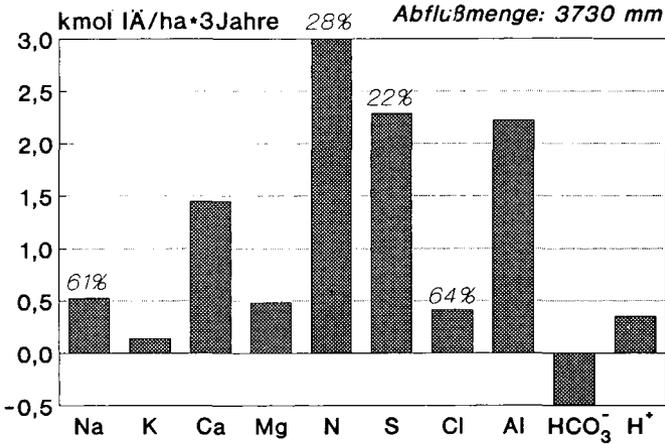
### 3. Ergebnisse

Im folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefaßt. Eine detaillierte Darstellung erfolgt an anderer Stelle [5]. Die  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Gabe führte auf Grund der hohen Löslichkeit des Düngers bereits unmittelbar nach Ausbringung zu starken chemischen Veränderungen der Bodenlösung. Allerdings ergeben sich an beiden Standorten aufgrund unterschiedlicher N- und S-Umsetzungen deutliche Unterschiede. Im Podsol des Versuchsgebiets Schluchsee wird Dünger- $\text{NH}_4^+$  trotz der tiefen pH-Werte in beträchtlichem Umfang nitrifiziert. Das ebenfalls durch die Düngung eingebrachte  $\text{SO}_4^{2-}$  ist in den Schluchsee-Podsolen sehr mobil, da aufgrund der tiefgründigen Humosität  $\text{SO}_4^{2-}$  kaum adsorbiert wird [6]. Durch Kationenaustausch bzw. -umtausch kommt es zu einer beträchtlichen Mobilisierung von Kationen, die zusammen mit den Anionen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  aus dem Boden ausgewaschen werden. Bei der hohen  $\text{H}^+$ - und Al-Sättigung der Austauscher ist dies überwiegend  $\text{Al}^{3+}$ . Auch die Protonenaktivität steigt deutlich an. Der pH-Wert der Bodenlösung fällt dabei von 4,8 vor der Düngung auf Werte zwischen 4,0 und 4,2, sodaß  $\text{HCO}_3^-$  nicht mehr auftritt. Somit ist für die Al-Mobilisierung neben Austauschprozessen auch die hydrolytische Freisetzung aus der Mineralphase von Bedeutung. Die  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Behandlung bewirkt auch eine beträchtliche Mobilisierung basischer Kationen. In den Sauerbraunerden des Versuchsgebiets Villingen war kaum Nitrifikation zu beobachten. Bedingt durch die hohen Gehalte an Al- und Fe-Oxiden/Hydroxiden im Unterboden wurde Dünger- $\text{SO}_4^{2-}$  in nennenswertem Umfang sorbiert. Entsprechend der im Vergleich zu Schluchsee geringeren Anionen-Konzentrationen im Sickerwasser war der Kationenaustrag aus der Villingener Braunerde wesentlich geringer. Auch war die pH-Absenkung im Bodensickerwasser der Villingener Braunerde weniger ausgeprägt.

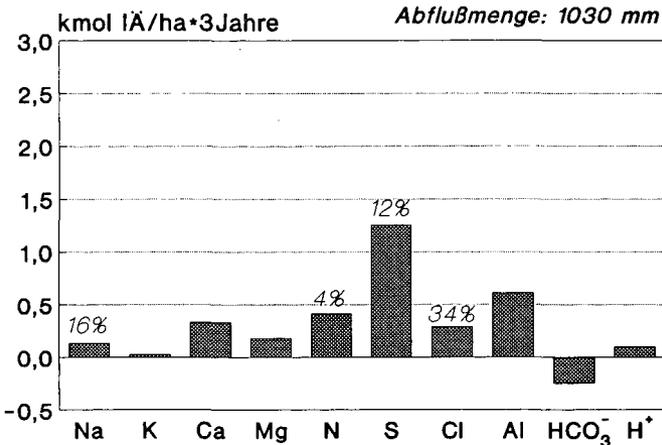
Die Ursache für die unterschiedlichen N-Umsetzungen in den Böden ist in der Nutzungsgeschichte der beiden Versuchsgebiete zu suchen. Das hohe Nitrifikationspotential in Schluchsee ist ein "reliktisches Merkmal" des ursprünglichen Buchenmischwaldes, der vor ca. 200 Jahren in einen Fichtenreinbestand umgewandelt wurde [7]. Die Bedeutung eines solchen Baumartenwechsels für den N-Austrag wurde auch in bayrischen Wäldern festgestellt [8]. Offensichtlich kann die flachwurzelnde Fichte im Gegensatz zum früheren Buchenbestand den durch Mineralisierung organischer Substanz auch im tieferen Solum angelieferten Mineral-N nur unvollständig ausnutzen. Die aktuellen N-Umsätze in Villingen werden ebenfalls vor dem Hintergrund der früheren Nutzung verständlich. Hier äußert sich der über mehrere Jahrhunderte andauernde, intensive Biomasseentzug (Streunutzung, Brennholzgewinnung) in einer weitgehenden Retention von eingetragenen Mineral-N. Entsprechend wird auch Dünger- $\text{NH}_4^+$  nahezu vollständig von der Vegetation bzw. den Bodenmikroorganismen aufgenommen. Offen bleibt für beide Standorte das Ausmaß gasförmiger N-Verluste.

Die Auswirkungen der experimentellen  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Düngung auf das Oberflächenwasser sind in hohem Maße abhängig von den Düngelumsetzungen im Boden. In Abb. 1 sind die Mehrausträge an Elementen im Vergleich zum Vorlaufjahr und zu den jeweiligen Kontrollgebieten dargestellt. Für einen direkten Vergleich der beiden N-gedüngten Einzugsgebiete müssen die unterschiedlichen Abflußmengen und der unterschiedlich hohe Austrag des  $\text{Cl}^-$ -Tracers berücksichtigt werden. Der N-Mehraustrag in Schluchsee ist um ein Vielfaches höher als in Villingen. Der N-Austrag erfolgt in beiden Gebieten nahezu vollständig in Form von  $\text{NO}_3^-$ . Der durch die höhere Nitrifikation in Schluchsee bedingte Versauerungsschub machte sich in einem deutlich höheren Mehraustrag an Protonen, Al und basischen Kationen bemerkbar.

### SCHLUCHSEE S3: Mehraustrag an Elementen (3 Jahre nach Ammonsulfat-Ausbringung)



### VILLINGEN V3: Mehraustrag an Elementen (3 Jahre nach Ammonsulfat-Ausbringung)



**Abb. 1** Mehrausträge an Elementen der beiden gedüngten Einzugsgebiete Schluchsee 3 und Villingen 3 ( $700 \text{ kg ha}^{-1} (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) im Vergleich zu den Austrägen der jeweiligen Kontrollgebiete und des Vorlaufjahres (Prozentzahlen beziehen sich auf die mit der Düngung ausgebrachten Elementmengen).

Die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Austräge nach der Düngung können unter Zugrundelegung der unterschiedlichen  $\text{Cl}^-$ -Austräge als etwa gleich angesehen werden. Da in den Villingener Einzugsgebieten der oberflächennahe laterale Wassertransport aufgrund der in den Unterböden eingeschränkten Durchlässigkeit dominiert, besitzt die hohe  $\text{SO}_4^{2-}$ -Sorptionskapazität des Unterbodens nur begrenzte Bedeutung für die S-Retention.

Insgesamt führte die  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Behandlung in beiden Gebieten in unterschiedlichem Maße zu einer zeitweiligen Versauerung des Bodensicker- und Bachwassers. Die in beiden Versuchsgebieten unterschiedliche Mobilität der Mineralsäure-Anionen in der Sickerlösung bedingte in den stark sauren, weitgehend Al-gesättigten Böden durch Verschiebungen der Austausch-Gleichgewichte einen hohen Austrag an ionarem Al und  $\text{H}^+$  sowie einen Rückgang an  $\text{HCO}_3^-$  (Alkalinität). Somit findet sich die "mobile Anionen"-Theorie als Modellvorstellung für den Mechanismus der Gewässerversauerung [9] bestätigt. Besonders für die  $\text{NO}_3^-$ -Mobilität spielen ökosysteminterne Umsetzungen die entscheidende Rolle. Bei gleicher atmogener Belastung zeigt das Fichtenökosystem Schluchsee "N-Sättigung", Villingen hingegen "N-Hunger" (vgl. [10]). Beide Ökosysteme reagieren deshalb in unterschiedlicher Weise auf die experimentell erhöhte N-Zufuhr. Diese Zusammenhänge verdeutlichen die Schwierigkeit, allgemeingültige Belastungsgrenzen ("critical loads") bezüglich atmogener N- und S-Einträge zu definieren.

## Literatur

- [1] Feger, K.H. (1989a): Projekt ARINUS: Bilanzierung von Stoffumsatz und -austrag nach Neutralsalzdüngung in bewaldeten Wassereinzugsgebieten. - Kali-Briefe (Büntehof) 19, 425-441.
- [2] Feger, K.H.; G. Brahmer und H.W. Zöttl (1988b): Chemische Veränderungen des Niederschlagswassers auf seinem Weg durch zwei Einzugsgebiete im Schwarzwald. - Wasser und Boden 40, 574-580.
- [3] Brahmer, G. (1990): Wasser- und Stoffbilanzen im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmogener Einträge. - Freiburger Bodenkundl. Abh. 25, 295 S.
- [4] Feger, K.H.; H.W. Zöttl und G. Brahmer (1991): Assessment of the ecological effects of forest fertilization using an experimental watershed approach. - Fertilizer Research 27, 49-61.
- [5] Feger, K.H. und G. Brahmer: Experimentelle Untersuchungen zur Veränderung der Wasserqualität durch erhöhte Stickstoff- und Schwefeleinträge in Waldökosysteme. - Wasser und Boden (eingereicht).
- [6] Kurth, F.; K.H. Feger und M. Fischer (1989):  $\text{SO}_4^{2-}$ -Adsorptionskapazität und Schwefelbindungsformen in Schwarzwaldböden. - DVWK-Mitteilungen 17, 149-156.
- [7] Münch, D.; Feger K.H. und H.W. Zöttl (1990): Nadelvergilbung, Elementverteilung und Wachstum von Fichten eines Hochlagenstandortes im Südschwarzwald. - Allg. Forst- u. Jagdz. 161, 210-217.
- [8] Kreuzer, K. (1989): Änderungen im Stickstoffhaushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers. - DVWK-Mitteilungen 17, 121-139.
- [9] Reuss, J.O. und D.W. Johnson (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. - Ecological Studies 59, Springer-Verlag, 119 S.
- [10] Feger, K.H. (1990b): Bewertung experimentell erhöhter Stickstoff- und Schwefel-Einträge auf zwei Fichtenökosysteme im Schwarzwald. - VDI-Berichte 837, 1209-1229.

Das Forschungsprojekt ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S- Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (PEF Karlsruhe).

**Heterogenität der Bodendecke und Bodenerosion  
im Jungmoränengebiet**

von

Frielinghaus, M. und Schmidt, R.\*

Die durch Niederschläge bewirkte Bodenerosion, die an Hängen im norddeutschen Tiefland in den Jahren 1982 ... 1990 gemessen wurde, lag teilweise höher als nach Niederschlagserosivität, Bodenerodibilität sowie Hangneigung und -länge zu erwarten war. Die Ursachen liegen in einer starken horizontalen und vertikalen Inhomogenität der Bodendecke, die im Pleistozän geprägt wurde und durch rezente laterale Stofftransporte zugenommen hat. Im Ergebnis stellen sich eine Catenavielfalt und eine kleinflächige Heterogenität der Bodendecke für den nördlichen Raum dar, die eine Erosionsrisikoabschätzung mit Hilfe international bekannter Modelle erschwert. Als Grundlage für die Identifikation einzelner standortabhängiger Erosionsfaktoren auf Ackerflächen kann eine Catenatypisierung dienen. In der Darstellung 1 sind das Grundschema und 3 erosionsgefährdete Beispielscatenen dargestellt. Die Ansprache erodierter oder bereits degradierter Hangpositionen und der Vergleich mit kolluvialen Böden der Akkumulationsbereiche sowie die Einbeziehung unbeeinflusster Normprofile erlaubt die Quantifizierung des Schädigungs- und Gefährdungsgrades. Aus detaillierten Untersuchungen an Abfluß- (Oberhang-), Transit- (Mittelhang-) und Zufluß- (Unterhang-) -positionen verschiedener Catenen wurden als entscheidende Standortfaktoren die Körnungsartenzusammensetzung, der Gehalt und die Qualität der organischen Bodensubstanz sowie die Mächtigkeit des  $A_h$ -Horizontes bestimmt. Die Regelhaftigkeit ihrer Abweichungen vom jeweiligen Catenamittelwert läßt bei allen untersuchten Catenen Rückschlüsse auf die räumliche Variabilität der davon abhängigen, den aktuellen Erosionsverlauf bestimmenden Faktoren Bodenbedeckung, Oberflächenrauigkeit, Aggregatstabilität und Infiltrations- sowie

\* Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg/Eberswalde

Perkolationsrate zu. Eine bewirtschaftungsbedingte Überprägung und Verschlechterung einzelner Bodenparameter führt zu engräumigem Wechsel des Wasseraufnahme- und Ableitungsvermögens an nebeneinander liegenden Trassen einer Catena. Außerdem sind ungünstige Bedingungen für eine schnelle Ausbildung bodenbedeckender und durchwurzelnder Pflanzenbestände vorhanden, so daß es zu verstärkter Bodenverlagerung kommt. Wenngleich die Bodenabträge wegen der differenzierten Wichtung einzelner, die Erosion auslösender und beeinflussender Faktoren nicht exakt miteinander vergleichbar sind, wurden nach Einzelereignissen mit  $P > 20$  mm und  $I_{30} > 15$  mm Niederschlag auf 300 - 350 m langen Hängen Maximalwerte von

19 t . ha<sup>-1</sup> . a<sup>-1</sup> auf einer Flachcatena (CT II),  
170 t . ha<sup>-1</sup> . a<sup>-1</sup> auf einer Flachcatena (CT III),  
12 t . ha<sup>-1</sup> . a<sup>-1</sup> auf einer Steilcatena (CT IV)

gemessen. Diese Verlagerung trat jeweils auf einer Fläche mit weniger als 20 % Bodenbedeckung durch Pflanzen auf. Der Vergleich der Abträge von eingegrenzten Hangabschnitten im Mittelhangbereich für das niederschlagsreiche Sommerhalbjahr 1987 ergab folgende Werte:

CT II: 9 bis 10 %, 30 m Länge, 18 Ereignisse: 32 t . ha<sup>-1</sup>  
CT III: 10 bis 15 %, 20 m Länge, 18 Ereignisse: 39 t . ha<sup>-1</sup>  
CT IV: 11 bis 14 %, 20 m Länge, 8 Ereignisse: 22 t . ha<sup>-1</sup>

Daraus läßt sich eine catenatypische Empfindlichkeit ableiten, die das Ergebnis des Zusammenwirkens von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren ist. Die Aufklärung der Wechselbeziehungen des Faktorenkomplexes ist noch nicht abgeschlossen.

Für eine dem Risiko adäquate Nutzungsstrategie und für die Einleitung der Retrogradierung der geschädigten Catenabereiche ist eine catenaspezifische Ermittlung der Gefährdung und Degradierung unverlässlich (Darstellung 2). Dies ist um so wichtiger, als in Jungmoränenlandschaften bei einer Verlagerung von Sediment- und Nährstoffen immer die Gefahr diffuser Stoffeinträge in Fließgewässer besteht und daher mit Schutz der Böden vor Erosion gleichzeitig Gewässerschutz betrieben werden muß.

Relief	Top	Oberhang	Mittelhang	Unterhang	Hangfuß
	konvex		gestreckt		konkav
Boden-decke	erodierte Böden			Normböden	
				kolluviale Böden	
Stoff-transport	Abflußposition		Transitposition	Zuflußposition	
	lateraler Wasser- und Materialaustrag >1,5° Neigung			Zuschußwasser und Materialeintrag <3° Neigung	
	Art des dispers		lateralen	Stoffflusses konzentrisch	
Ökologische Effekte	Nährstoffaustrag, Verlust an organischer Substanz			Eutrophierung, Anreicherung von organischer Substanz (Kontamination)	

Bezeichnung	Aufbau (schematisch)	Bodenformen	Anteil % erod. Böden kolluvial. Böden		FA %	
Steil-Catena der Sand-Hügel- und -Hänge mit anhydromorphen Böden CT I		Sand-Rosterde/ Braunerde-Bg., hängig	10	20	5 15 25 35	
Flach-Catena der stark übersandeten Grundmoränen mit anhydromorphen Böden CT II		Sand-Braunerde/ Tieflehm-Fahlerde-Bg., flachhängig	5	10	A CT II T n=105 Z	
Flach-Catena der mäßig bis schwach übersandeten Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden CT III		Tieflehm-Fahlerde/Lehm-Parabraunerde-Bg., flachhängig	10	20	A CT III T n=60 Z	
Steil-Catena der lehmigen Grundmoränen mit vorwiegend anhydromorphen Böden CT IV		Lehm-Parabraunerde/ Kolluvialsand-lehm-Halbleg-Bg., steilhängig	60	30	A CT IV T n=148 Z	

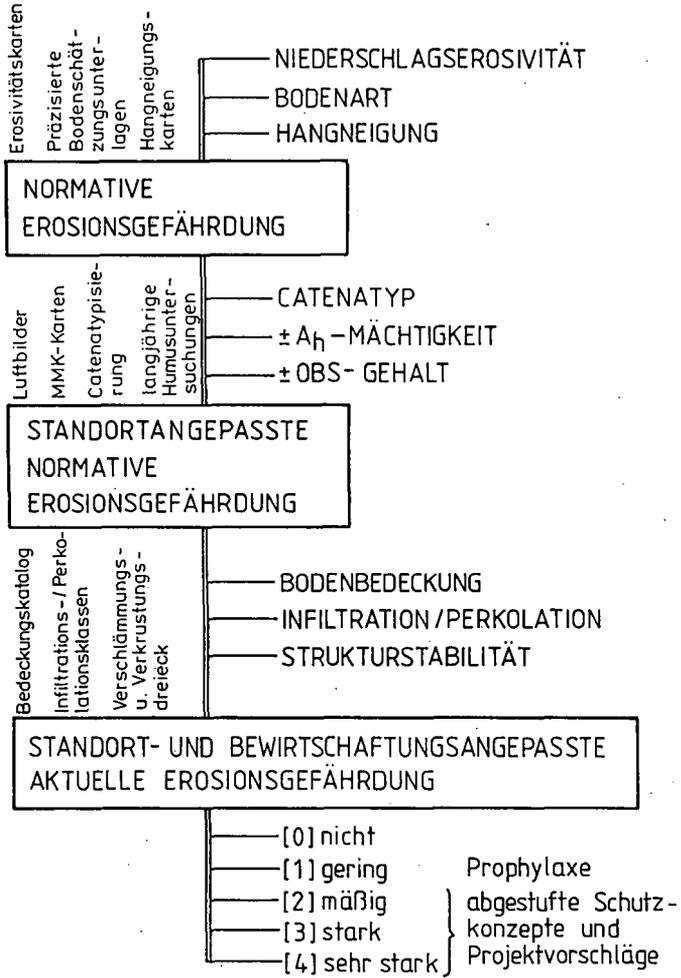
Bg - Bodengesellschaft  
CT - Catenatyp

A - Abflußposition  
T - Transitposition  
Z - Zuflußposition

Zeichenerklärung: Kolluvium Kiese und Sande  
 Sanddecke Vergleyung  
 Lehmkörper Geschiebemergel

FA (Teilchen < 0,0063 mm)  
 CaCO<sub>3</sub>-C  
 Ct

Abb. 2:  
Standortspezifische Ermittlung der Wassererosionsgefährdung



## **EINFLUß DER LANDNUTZUNGSFORM AUF DIE NITRATBELASTUNG DES GRUNDWASSERS IM OSTHESSISCHEN BERGLAND**

### **- AUSWERTUNG VON 118 WASSERGEWINNUNGSANLAGEN -**

von

GÄTH, S. UND H.-G. FREDE\*)

#### **1. Einleitung**

Die Ursachen und Prozesse der Nitratbelastung des Grundwassers wurden in den vergangenen Jahren anhand von umfangreichen Fallbeispielen aus wissenschaftlicher Sicht im wesentlichen erforscht. Für eine zügige Sanierung der bestehenden Trinkwasservorkommen im Sinne einer Reduktion überschüssiger N-Einträge auf der Fläche scheidet der Einsatz kostenintensiver Meßprogramme vielfach aus. Vielmehr müssen vereinfachende Konzepte zur Anwendung kommen, die eine Übertragung der Erkenntnisse auf mehrere Wasserschutzgebiete der gleichen Landschaftseinheit erlauben.

Untersuchungen zum Einfluß der Landnutzungsform und -struktur auf die Nitratbelastung des Grundwassers für eine Vielzahl von pedologisch und geologisch vergleichbaren Wassereinzugsgebieten des Landkreises Hersfeld-Rotenburg/Fulda sollen dabei Möglichkeiten für eine Verallgemeinerung der Sanierungsstrategien aufzeigen.

#### **2. Material und Methoden**

##### **2.1 Untersuchungsgebiet**

Das Untersuchungsgebiet liegt im Nordosten Hessens und gehört zur Landschaftseinheit Osthessisches Bergland. Der Landkreis Hersfeld-Rotenburg mit seinen 20 Gemeinden umfaßt 1100 km<sup>2</sup> Fläche mit ca. 125.000 Einwohnern.

22 Prozent der Kreisfläche sind Wasserschutzgebiet. Derzeit sind ca. 120 Wassergewinnungsanlagen (WGA) in Betrieb, die je zur Hälfte als Quellen bzw. Flachbrunnen und Tiefbrunnen genutzt werden.

Die Landwirtschaft im Kreis ist charakterisiert durch einen hohen Waldanteil mit 46 % (LF 42 %), einen niedrigen Viehbesatz (0,8 DGV/ha LF) und einen hohen Anteil von Nebenerwerbsbetrieben (70 % der Betriebe sind < 10 ha groß). Der Anteil Ackerfläche an der LF beträgt 64 %. Der Rapsanteil beträgt derzeit 11%, der Silomaisanteil 9% an der AF, wobei sich der Rapsanteil in den letzten 10 Jahren verzehnfacht hat.

Zu den Böden zählen überwiegend flachgründige Braunerden aus Bausandstein (75 %). Der mittlere Jahresniederschlag schwankt in Abhängigkeit von der Höhenlage (<200 - >400 m ü NN) zwischen 700-850 mm.

##### **2.2 Datengrundlage**

Für die Untersuchung wurde auf Angaben der Gemeinden, des Wasserwirtschaftsamtes Fulda und der Agrarstatistik auf Gemeindeebene (1984-1987) zurückgegriffen.

Die Landnutzungsstruktur wurde aus der Standortkarte 1:50.000 (1975), der Flächenschutzkarte 1:50.000 (1986/88) und der Topographischen Karte 1:25.000 mit der Rastergröße 1 ha planimetriert. Für die Schutzzone II wurden die Landnutzungsverhältnisse nach Angaben der Gemeinden bestimmt.

Die Nitratkonzentration im Rohwasser lag in Abhängigkeit von der Inbetriebnahme des Brunnens für 1951-1990 mit 1-12 Messungen pro Jahr vor.

\*) Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität  
Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

In ausgewählten Wasserschutzgebieten wurden N-Flächenbilanzen für landwirtschaftliche Kulturen bestimmt ( $\Sigma$ Zufuhr(min. + organ.) minus  $\Sigma$ Entzug). Die Bilanzglieder wurden von Landwirten erfragt oder als Faustzahlen aus der Literatur entnommen (vgl. BACH, 1987). Der in Organischen Düngemitteln enthaltene  $N_t$  wurde im Sinne einer langfristigen Betrachtung zu 100% in die Bilanz einbezogen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Nitratkonzentration im Rohwasser ist seit Inbetriebnahme der Brunnen deutlich gestiegen (Tab. 1). 21 Prozent der Quellen und 18 % der Tiefbrunnen überschreiten den Richtwert von 25 mg  $NO_3/l$  und sind damit sanierungsbedürftig. 10 % der Quellen überschreiten sogar den Grenzwert von 50 mg  $NO_3/l$ .

**Tab. 1:** Entwicklung der Nitratkonzentration im Rohwasser von 115 Wassergewinnungsanlagen des Landkreises Hersfeld-Rotenburg/F.

	Quellen				Tiefbrunnen			
	erster Meßwert		letzter Meßwert		erster Meßwert		letzter Meßwert	
mg $NO_3/l$	n	%	n	%	n	%	n	%
0-15	40	69	25	43	42	73	33	57
15-25	13	23	15	26	10	18	14	25
25-50	3	5	12	21	5	9	10	18
>50	2	3	6	10	0	0	0	0
<b>Summe</b>	<b>58</b>	<b>100</b>	<b>58</b>	<b>100</b>	<b>57</b>	<b>100</b>	<b>57</b>	<b>100</b>

Werden alle WGA's in einer Rangtabelle nach Höhe der augenblicklichen Nitratkonzentration geordnet, so liegt erst an 10. Stelle ein Tiefbrunnen mit 42 mg  $NO_3/l$ . Werden demgegenüber alle WGA's in einer Rangtabelle nach Höhe des Anstiegs der Nitratkonzentration pro Jahr geordnet, so liegen drei Tiefbrunnen mit jeweils  $> 2 \text{ mg } NO_3 \cdot l^{-1} \cdot a^{-1}$  an oberster Position.

Die folgenden Abbildungen zeigen die Ergebnisse der Linearen Regressionsanalyse, getrennt nach 28 Quellen und 48 Tiefbrunnen, für die Abhängigkeit zwischen der Nitratkonzentration im Grundwasser und der Landnutzungsform im Wasserschutzgebiet. Dieser Vergleich ist möglich, da die Wasserschutzgebiete kleinräumig und die pedologischen Voraussetzungen [flachgründige Braunerden aus mittlerem Buntsandstein] untereinander sehr ähnlich sind. Außerdem sind die Quellen i.d.R. kurz geschlossen, so daß mit geringen Passagezeiten ( $< 1$  Jahr) zu rechnen ist.

Mit steigendem Waldanteil im Wasserschutzgebiet sinkt die Nitratkonzentration im Quellrohwasser. Die natürliche Nitratkonzentration beträgt ca. 5 mg  $NO_3/l$  bei einem Waldanteil von 100 % (Abb. 1).

Demgegenüber steigt die Nitratkonzentration mit zunehmendem Anteil Ackerfläche im Wasserschutzgebiet von Quellfassungen an (Abb. 2). Auffallend ist das hohe Bestimmtheitsmaß von 85 %.

Für die 48 Wasserschutzgebiete mit Tiefbrunnen konnte die Beziehung zwischen Ackerflächenanteil und Nitratkonzentration aufgrund längerer Passagezeiten nur mit einem Bestimmtheitsmaß von 17 % ( $y = 9,28 + 0,19x$ ) erklärt werden.

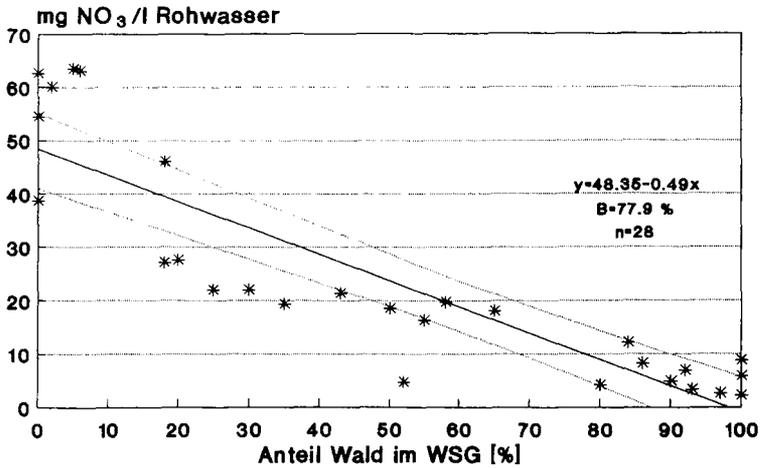


Abb. 1: Abhängigkeit der Nitratkonzentration im Rohwasser für 28 Quelfassungen vom Anteil Wald im Wasserschutzgebiet

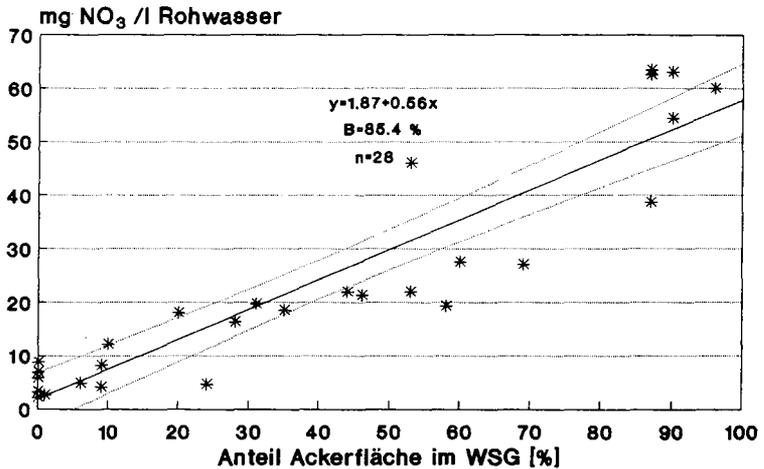


Abb. 2: Abhängigkeit der Nitratkonzentration im Rohwasser für 28 Quelfassungen vom Anteil Ackerfläche im Wasserschutzgebiet

Zwischen der Nitratkonzentration im Quellrohwasser und dem Ackerflächenanteil in der engeren Schutzzone II liegt keine absicherbare Beziehung vor (Abb. 3). Nutzungseinschränkungen in der Schutzzone II haben demnach nur einen geringen Einfluß auf die Belastungssituation des Grundwassers. Vielmehr muß das gesamte Wasserschutzgebiet bzw. Wassereinzugsgebiet in der Sanierungskonzeption berücksichtigt werden.

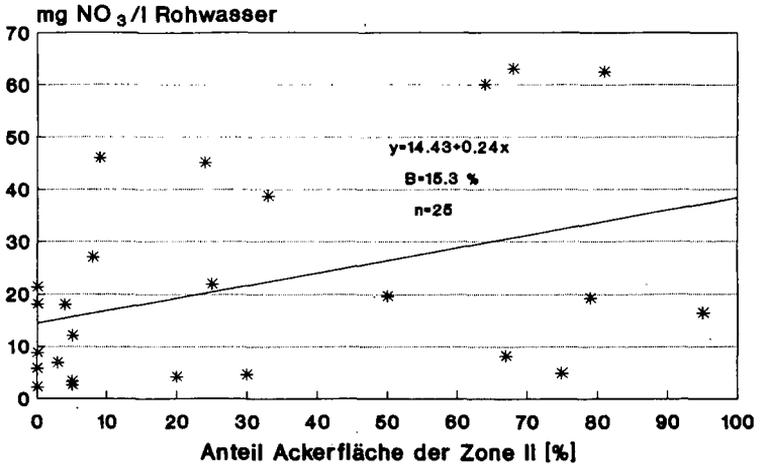


Abb. 3: Abhängigkeit der Nitratkonzentration im Rohwasser für 25 Quelfassungen vom Anteil Ackerfläche in der Wasserschutzgebietszone II

Tab. 2: Durchschnittliche N-Flächenbilanzsalden landwirtschaftlicher Kulturen in ausgewählten Wasserschutzgebieten des Kreises Hersfeld-Rotenburg - Alle Angaben in kg N/ha

	Winter weizen	Winter roggem	Winter gerste	Hafer	Winter raps	Silo mais	Weidel gras	Grün land
N-Zufuhr	183	144	221	179	308	403	141	168
- organ.	61	42	102	102	175	333	24	24
N-Entzug	136	93	124	87	106	174	179	132
N-Saldo	47	51	97	92	202	229	-38	34

Als grundwassergefährdende Kulturen müssen im Untersuchungsgebiet vor allem der Winterraps und der Mais mit einem Flächenbilanzüberschuß von jeweils ca. 200 kg N/ha gelten (Tab. 2). Dieser Überschuß kann - unter Berücksichtigung konstanter Boden-N-Gehalte - entweder in die Atmosphäre denitrifiziert oder mit dem Sickerwasser ins Grundwasser verlagert werden.

Im Gegensatz zum Raps ist der Überschuß beim Mais allein eine Folge der unsachgemäßen Anwendung und Inrechnungstellung des in Organischen Düngemitteln enthaltenen Stickstoffs, was zu einer Flächenkonzentration von 4 DGV/ha führt.

Beim Raps kommt hinzu, daß zwischen dem physiologischen N-Bedarf der Pflanze und dem N-Entzug von der Fläche eine deutliche Diskrepanz vorliegt, die zu dem hohen Bilanzüberschuß beiträgt.

Für die umgehende Sanierung nitratbelasteter WGA's müssen die hohen N-Einträge auf der Fläche gesenkt werden. Während beim Mais das Ziel über ein geändertes Düngeverhalten erreicht werden kann, muß beim Raps der Flächenanteil, der in den untersuchten Wasserschutzgebieten bis zu 30% erreichen kann, reduziert werden.

#### 4. Literatur

BACH, M., 1987: Die Potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. - Göttinger Bodenkdl. Ber. 93.

**Stoffumsatz und -austrag**  
**von Bodensubstrat aus Kraftwerksreststoffen**  
**in Labor- und Großlysimeterversuchen**

von

Gerold, G.\* und Grotheer, J.\*\*

**Zielsetzung**

Pro Jahr werden in den alten Ländern der Bundesrepublik Deutschland rund 45 Mio. Tonnen Steinkohle in Kraftwerken verbrannt. Dabei fallen etwa 12% Reststoffe durch Emissionsminderungsmaßnahmen wie Entstaubungs- und Entschwefelungsprozesse an:

- 3 Mio. Tonnen Flugasche aus Steinkohlekraftwerken  
[Davon in Baden-Württemberg: 234 000 Tonnen = 8 %]
- 2,5 Mio. Tonnen REA-Gips aus Steinkohlekraftwerken  
[Davon in Baden-Württemberg: 238 000 Tonnen = 10 %]
- 0,4 Mio. Tonnen Reststoffe aus dem Sprühabsorptionsverfahren  
[Davon in Baden-Württemberg: 32 000 Tonnen = 8 %]

Für diese Kraftwerksreststoffe besteht gemäß Abfallbeseitigungsgesetz und Bundesimmissionsschutzgesetz ein Verwertungsgebot. Zur Zeit wird

- Steinkohlenflugasche Beton, Zement, Ziegeln, Gasbeton und Straßentragsschichten zugesetzt, sowie im Damm- und Landschaftsbau und als Blasversatz unter Tage verwendet und
- REA-Gips aus Steinkohlekraftwerken ebenfalls Zement und Beton zugesetzt, außerdem wird mit REA-Gips teilweise der Naturgips für die Herstellung von Gipsplatten substituiert.

Ziel des von den Stromerzeugern Nordwürttembergs und Nordbadens finanzierten Projektes "Bodensubstrat im Landschaftsbau" ist die Untersuchung der **Umweltverträglichkeit** von Kraftwerksreststoffen bei Einsatz im rekultivierenden Landschaftsbau. Im Vordergrund stehen Fragen und Aufgaben wie:

- Erarbeitung der optimalen Substratzusammensetzung (Mischungsverhältnis, Bindemittelzusatz, Korngrößenfraktionen, Schich-

\* Geographisches Institut, Goldschmidtstr. 5, 3400 Göttingen

\*\* Institut für Geographie und Geoökologie, Hertzstr. 16, 7500 Karlsruhe 21

tungen) im Hinblick auf Wasserspeicherfähigkeit, Schadstoffabgabe und Verbesserung der Pflanzenstandortverhältnisse.

- die Erfassung des Wasserumsatzes (Wasserhaushaltsbilanz).
- die Erfassung der Sickerwasserbelastung und der jeweiligen Frachtrate der Sickerwasserinhaltsstoffe.
- Prognosen zum langfristigen Elutionsverhalten der Testsubstrate.

### **Konditionierung der Ausgangsmaterialien**

Die schluffigen Ausgangsmaterialien Flugasche und Gips (FA/G) einerseits sowie Flugasche und der Reststoff aus dem Sprühabsorptionsverfahren (SAV) andererseits werden mit Hilfe eines zuvor ermittelten optimalen Gehaltes des Bindemittels Zement (PZ 35) und Wasser pelletiert (Pellets  $\approx 0,2 - 4\text{mm}$ ). Bei beiden Chargen wird entsprechend des Mengenanfalls in den Kraftwerken mit dem Mischungsverhältnis 4 : 3 (FA/Gips), bzw. 3 : 7 (FA/SAV) gearbeitet. Die jeweils hergestellte Charge (insgesamt  $1000\text{m}^3$  0.-Xmm-Pellets) wurde entsprechend der Versuchsmatrix (Varianten durch unterschiedlich mächtige Schichten verschiedener Korngrößenfraktionen) durch Siebung getrennt. Den oberen 30 cm wurden bei allen Lysimetervarianten Rindenumus beigemischt. Für die Laborversuche wurde das Substrat jeweils in enge Korngrößenfraktionen zerlegt und reproduzierbar rückgemischt.

### **Feststoff- und Eluatanalysen**

Zur chemischen Charakterisierung der zu untersuchenden Substrate wurden Gesamtaufschlüsse (Königswasser) und zur Abschätzung des ökotoxikologisch (pflanzenverfügbaren) relevanten Spurenelementgehaltes Ammoniumnitrat-Extraktionen durchgeführt. Um die Bindungsformen der Schadstoffe zu bestimmen und um Aussagen zum langfristigen Umweltgefährdungspotential der zu untersuchenden Chargen zu erhalten, wurde eine sechsstufige sequentielle Extraktion durchgeführt.

Das Eluierungsverhalten der Substratfraktionen wurde durch Laborversuche, wie dem DEV-S4-, dem Kaskaden- und dem Säulentest bestimmt; es wurde auch mit angesäuertem Wasser (pH 4) eluiert. Regelmäßig werden Sickerwasserproben aus den 5 m - (8 Varianten), 2,5 m - (2 Varianten) und 1,5 m hohen (8 Varianten) Lysimetern genommen und analysiert. Es soll versucht werden, die Abhängigkeiten zwischen Labor- und Feldversuchsergebnissen zu ermitteln, um Austragskonzentrationen und Frachten über die Feldbeobachtungszeit hinaus abzuschätzen.

## Erste Ergebnisse

Beide Testsubstrate sind stark ( $FA/G = pH[CaCl_2] 8,9$ ) bis sehr stark ( $SAV = pH[CaCl_2] 10,8$ ) alkalisch; trotzdem konnte das FA/G-Substrat mit Robinie, Esche, Schwarzerle, Liguster etc. schnell begrünt werden. Beim SAV-Produkt ließen die starken Sulfit- ( $26\% SO_3$ ) und Chloridgehalte ( $2,1\% Cl$ ) im Feststoff ein Pflanzenwachstum in der ersten Vegetationsperiode nicht zu. In der zweiten Vegetationsperiode überlebten nur Hundsrose und Waldstaudenroggen (die Ankeimsschwierigkeiten bei den anderen Testpflanzen traten im Labor nicht auf). Beide Substrate weisen Mangel an den Nährelementen P und N auf; diese Elemente wurden daher zugeföhrt.

Die Schwermetall-Gesamtgehalte beider Substrate liegen auf dem gleichen, teilweise auf leicht erhöhtem Niveau gegenüber den Böden landwirtschaftlich genutzter Flächen. Gemessen an der Abföhrv von 1982 wird beim FA/G-Substrat der Nickelgrenzwert deutlich überschritten ( $66mg/kg Ni$  gegenüber dem Grenzwert von  $50mg/kg Ni$ ). Beim SAV-Produkt liegt eine Grenzwertüberschreitung bei den Elementen Blei, Kupfer und Nickel vor. Die Blei- und Kupferwerte streuen um den Grenzwert, der Nickelgehalt ( $79 mg/kg$ ) liegt dagegen deutlich über dem Grenzwert.

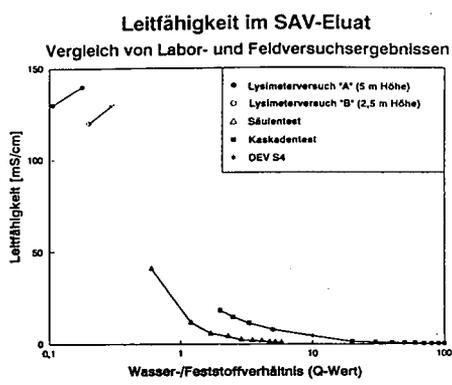
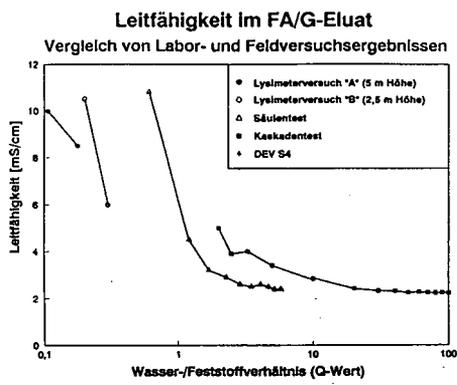
Bei Extraktion mit 1 M Ammoniumnitrat zur Bestimmung des ökotologisch relevanten (pflanzenverfügbaren) Schwermetallanteiles werden die geringen Sorptionskräfte beider Substrate deutlich. Im FA/G-Extrakt werden die Konzentrationen der von der LFU/Karlsruhe vorgeschlagenen Prüfwerte für Baden-Württemberg (Entwurf zu den Auflagen des §19,3 BodsChG von 6/91) bei Kupfer und Molybdän und sehr stark bei Chrom überschritten. Die Schwermetallkonzentrationen im Extrakt des SAV-Produktes überschreiten zusätzlich die Prüfwerte für Zink und Cadmium.

Beim Vergleich der kritischen Schwermetalle, die durch Aufschluß mit Königswasser oder durch Extraktion mit Ammoniumnitrat ermittelt worden sind, mit denen, die tatsächlich im Sickerwasser gemessen wurden, besteht keine gute Übereinstimmung. So ist Nickel, das sich als kritisches Element bei Gegenüberstellung der Grenzwerte aus der Abföhrv von 1982 mit dem Schwermetallgehalt der beiden Substrate ergibt, im Sickerwasser nicht als kritisch (Bewertungsmaßstab: A-Wert des Leitfadens Bodensanierung der Niederlande, 1988) zu bezeichnen. Dies gilt im eingeschränkten Maße auch für Zink und Kupfer, dessen Konzentrationen immerhin noch die Trinkwasserwerte der WHO (1984) unterschreiten, nach der Extraktion mit Ammoniumnitrat jedoch als umweltgefährdend eingestuft werden.

Eine ähnliche Aussage in Hinblick auf die Sickerwasserkontamination durch das Substrat liefert auch die sequentielle Extraktion

nach Jakob u. a., 1990. Wie auch bei Betrachtung der Ergebnisse des Schwermetall-Gesamtgehaltes und des mit Ammoniumnitrat extrahierbaren Anteils werden hier die Nickel-, Zink- und Kupfergehalte überbewertet. Besonders deutlich wird jedoch bei Darstellung des prozentualen Anteils der jeweiligen Bindungsform der hohe schwach gebundene Anteil bei den tatsächlich das Sickerwasser gefährdenden Elementen Cadmium (beim SAV-Eluat), Molybdän/Molybdät und Chrom/Chromat (beide besonders beim FA/G-Eluat). Am schwächsten gebunden ist dabei das Chromat; es überschreitet im Sickerwasser in ganz besonderem Maße - vor allem im FA/G-Substrat (oxidierende Verhältnisse) - die Trink- (0,05 mg/l), Grund- (0,2 mg/l) und sogar die Abwasser-Grenzwerte (0,2 - 0,5 mg/l).

Bei Gegenüberstellung von Laborelutions-Versuchsergebnissen (Schüttel-, Kaskaden- und Säulentest) mit denen aus Feldlysimeter-Versuchen konnten sowohl Methoden- als auch Substratabhängigkeiten aufgezeigt werden. Die Labormethoden mit hohem Wasser-/Feststoffverhältnis liefern, verglichen mit der Konzentration der Inhaltsstoffe des Lysimetereluates, zu geringe Werte. Die Eluat-Meßergebnisse des praxisnäheren Säulentestes - mit niedrigerem Wasser-/Feststoffverhältnis - liegen beim FA/G-Substrat in gleicher Größenordnung wie die im Lysimeter-Sickerwasser gemessenen Inhaltsstoffkonzentrationen. Die Sickergeschwindigkeit des pH 4-Wassers (über Kanülen berechnet) ist für dieses Substrat nicht zu hoch. Beim SAV-Substrat hingegen wurden im Lysimetersickerwasser deutlich höhere Elementgehalte (bis ca. Faktor 4) gefunden, als im Eluat des ersten Säulentest-Durchganges. Die Sickergeschwindigkeit im SAV-Substrat war demnach zu hoch; es konnte also bei den Labor-elutionen nur ein Teil des potentiell löslichen Stoffanteils aufgenommen werden.



## Pestizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag

von Josef Haider\*

### Einleitung

Auch Areale, auf denen keine Pestizide ausgebracht wurden, können u. U. durch Wirkstoffe aus angrenzenden, mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Flächen belastet werden. Eine solche Belastung kann z. B. durch lateralen Wirkstoffaustrag aus behandelten Flächen durch Bodenabtrag und Oberflächenabfluß bei Starkregen erfolgen. In einem Gemeinschaftsprojekt des Fraunhofer-Instituts für Umweltchemie und Ökotoxikologie und des Instituts für Bodenkunde der TU München-Weihenstephan sollen die Prozesse bei der Pestizidverlagerung durch Bodenerosion näher untersucht werden. Dazu wurden zunächst Feldversuche auf Kleinparzellen mit einem Regensimulator durchgeführt.

Folgende Versuchsfragen sollten geklärt werden:

1. Welche Wirkstoffmengen werden durch Erosion verlagert?
2. Welchen Einfluß hat der Regenzeitpunkt auf die Wirkstoffausträge?
3. Wie verändern sich die Wirkstoffkonzentrationen im Sediment bzw. Wasser im Verlauf eines Regenereignisses?
4. Wie verhalten sich dabei Wirkstoffe unterschiedlicher physikalischer und chemischer Eigenschaften?
5. Gibt es beim Wirkstoffaustrag Unterschiede zwischen bewachsenen und unbewachsenen Flächen?

### Material und Methoden

Verwendete Wirkstoffe:

Für die Versuche wurde ein Gemisch aus drei Herbizidwirkstoffen mit unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften verwendet. Die Wirkstoffe sind in Tab. 1 charakterisiert.

Standort und Versuchsanlage:

Der Versuchsstandort ist in Tab. 2 kurz beschrieben. Die Versuchspartellen waren 4.60 m lang und 1.50 m breit. Es wurden je vier unbewachsene und mit Gerste bewachsene Parzellen angelegt, auf denen ein Gemisch aus den drei Herbizidwirkstoffen in den praxisüblichen Aufwandmengen ausgebracht wurde. Je eine bewachsene sowie eine unbewachsene Parzelle wurden 2 Stunden, 1 Tag, 3 Tage oder 7 Tage nach der Herbizidapplikation mit dem Regensimulator beregnet.

---

\* Institut für Bodenkunde der TU München-Weihenstephan,  
8050 Freising-Weihenstephan

Tab. 1: Wichtige Eigenschaften der verwendeten Wirkstoffe

Wirkstoff	Wasserlöslichkeit (mg/l)	Verteilungskoeffizient $k_{oc}$
Dichlorprop-P	700	23
Isoproturon	65	129
Bifenox	0.36	400

Tab. 2: Standortkenndaten

Bodentyp:	Braunerde aus Oberer Süßwassermolasse mit Lößüberdeckung
Bodenart:	Kiesiger, sandiger Lehm
T/U/S (%):	21/36/43
$C_{org}$ (%):	1.0
pH (CaCl <sub>2</sub> ):	6.5
KAK <sub>pot</sub> (mmolc/kg):	136
Hangneigung (%):	11

**Regensimulation und Probennahme:**

Berechnet wurde mit einer Intensität von 69 mm/h. Die Berechnung war unterteilt in zwei Abschnitte: Nach einer 60-minütigen Berechnung folgte eine 15-minütige Pause. Danach wurde weitere 30 Minuten beregnet. Der Oberflächenabfluß wurde am unteren Parzellenende mit Hilfe eines Stahltrichters in kalibrierten Gefäßen gesammelt und die Abflußraten bestimmt. Pro Berechnung wurden etwa 50 1l-Proben zur Sedimentgehaltsbestimmung ausgewählt. Für die Pestizidanalysen wurden pro Parzelle 14 1l-Proben in PE-Flaschen genommen.

**Probenaufbereitung und Pestizidanalysen:**

Die Abflußproben für die Pestizidanalysen wurden sofort nach Beregnung zentrifugiert und der Überstand über ein 0.45 µm-Membranfilter gegeben. Dem Filtrat, das die Wasserphase des Oberflächenabflusses repräsentiert, wurden 200 ml entnommen, die für die spätere HPLC-Bestimmung eingefroren wurden. Das Sediment wurde in Aluschalen bei -25°C eingefroren. Sowohl Sediment- als auch Wasserproben wurden mittels RP-HPLC auf ihre Pestizidgehalte untersucht.

**Ergebnisse und Diskussion**

Abb. 1 zeigt ein Beispiel für gemessene Abflußraten und Sedimentkonzentrationen im Abfluß.

Abb. 2 zeigt die Wirkstoffgehalte im Sediment im Verlauf einer 90-minütigen Beregnung am Beispiel einer Gerstenparzelle, die 1 Tag nach der Herbizidapplikation beregnet wurde. Erwartungsgemäß weisen die Wirkstoffe mit höheren  $k_{oc}$ -Werten auch höhere Konzentrationen im Sediment auf als solche mit vergleichsweise niedrigen  $k_{oc}$ -Werten. Die Abnahme der Wirkstoffkonzentration im Sediment im Verlauf der Beregnung kann für alle 3 Wirkstoffe hinreichend genau mit einer Potenzfunktion beschrieben werden.

Abb. 1: Typische Kurven für Abflußraten und Sedimentkonz.

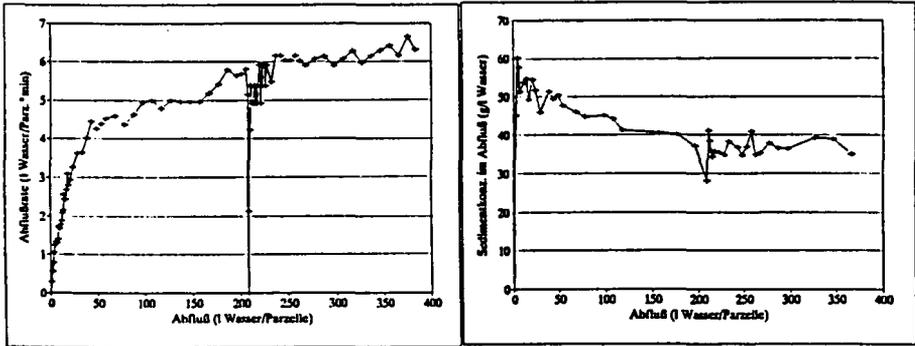
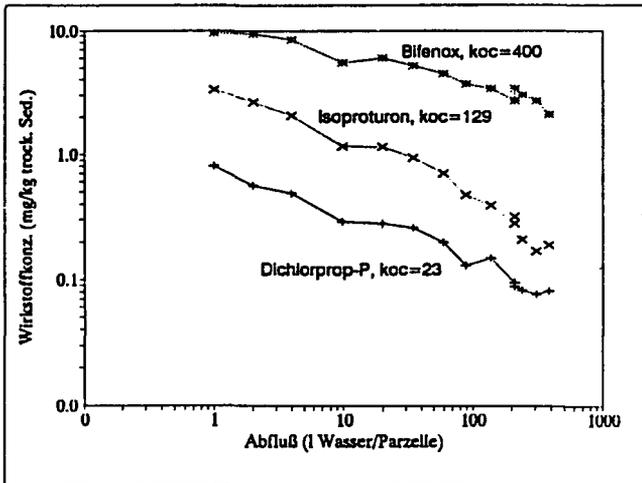
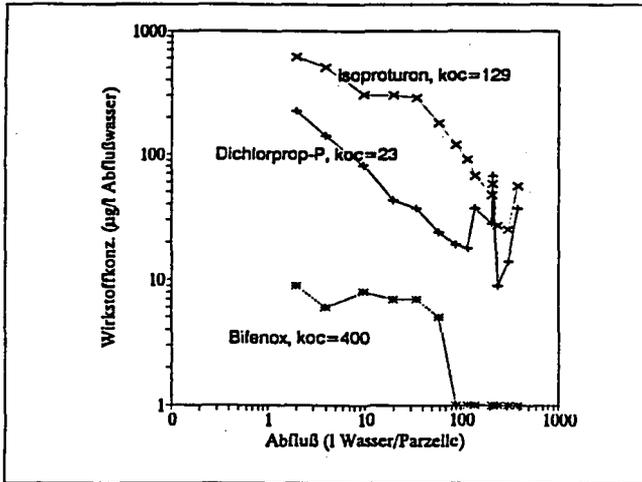


Abb. 2: Wirkstoffkonzentration im Sediment (mit Gerste, Beregnung 1 Tag nach der Herbizidapplikation)



In Abb. 3 sind die gemessenen Wirkstoffkonzentrationen im Abflußwasser für dieselbe Beregnung (Gerstenparzelle, Beregnung 1 Tag nach der Herbizidapplikation) dargestellt. Bei doppeltlogarithmischer Auftragung weist hier allerdings nur der Bereich bis etwa zum 100. Abflußliter (ca. 40 min. nach Beregnungsbeginn) Linearität auf. Danach schwanken die Wirkstoffgehalte relativ stark. Auffallend ist v. a., daß nicht der am stärksten wasserlösliche Wirkstoff Dichlorprop-P, sondern Isoproturon die höchsten Konzentrationen im Abflußwasser aufweist. Dies liegt vermutlich daran, daß das stark wasserlösliche Dichlorprop-P nach dem Beregnungsbeginn sehr schnell vertikal in den Boden eingewaschen wird und somit zum Zeitpunkt des Abflußbeginns nur noch in geringen Mengen für einen oberflächlichen Wirkstoffaustrag zur Verfügung steht.

Abb. 3: Typischer Verlauf der Wirkstoffkonz. im Abflußwasser



Hinsichtlich der Wirkstoffkonzentrationen in Sediment und Abflußwasser zeigte sich kein signifikanter Unterschied zwischen mit Gerste bewachsenen und unbewachsenen Parzellen. Auch die verschiedenen Beregnungszeitpunkte hatten auf die Wirkstoffkonzentrationen keinen nennenswerten Einfluß.

Aus den ermittelten Abflußraten und Sedimentkonzentrationen konnte zusammen mit den gemessenen Wirkstoffkonzentrationen in Wasser und Sediment auch der gesamte Wirkstoffaustrag für die einzelnen Parzellen bestimmt werden. Tab. 3 zeigt neben den durchschnittlichen Wirkstoffausträgen während der 90-minütigen Beregnung auch, mit welchem Transportmedium die Wirkstoffe verlagert wurden.

Tab. 3: Durchschnittliche Wirkstoffausträge und Transportmedium

Wirkstoff	koc	Gesamt- austräge (%)	davon Austrag	
			im Sediment (%)	im Wasser (%)
Dichlorprop-P	23	2	18	82
Isoproturon	129	5	23	77
Bifenox	400	18	99	1

#### Danksagung

Für die freundliche Unterstützung durch die Mitarbeiter des Fraunhofer-Institutes möchte ich mich herzlich bedanken. Mein Dank gilt auch dem Umweltbundesamt für die finanzielle Förderung der Arbeit.

## Vergleichende Betrachtung der Eigenschaften rekultivierter Böden aus Löß und Geschiebelehm.-

M. Haubold-Rosar, J. Katzur, D. Schröder & E. Vogler

### 1. Einleitung

Die Bedeutung der Braunkohle vor allem für die Energieversorgung wird auch in Zukunft einen hohen Flächenbedarf bei der Gewinnung im Tagebaubetrieb zur Folge haben. Die umfangreichsten Devastierungen in der BRD erfolgten bislang im Rheinischen (Kölner Bucht, 25.000 ha), im Mitteldeutschen (Leipziger Becken, 60.000 ha) und im Lausitzer Braunkohlenrevier (90.000 ha).

Für die notwendige Wiedernutzbarmachung bzw. Rekultivierung mit dem Ziel einer anschließenden landwirtschaftlichen Nutzung stehen im Raum Köln Löß und im Leipziger Revier Löß und Geschiebelehm bzw. -mergel zur Verfügung. Im Lausitzer Revier ist gutes kulturfähiges Material nur sehr begrenzt (Geschiebelehm, -mergel) vorhanden. Zudem wird dieses infolge der Förderbrückentechnik in den neuen Bundesländern häufig nicht getrennt gewonnen.

Die Aufschüttung des Bodenmaterials auf einen durchlässigen Untergrund erfolgt mit Absetzern. Die entstandenen Rippen werden anschließend einplaniert.

Aufschüttung aus großer Höhe und zu viele Überfahrten beim Planieren hoher Schüttkegel oder -rippen führen vor allem bei feuchter Witterung zu tiefreichenden Verdichtungen (>1m) des Löß-Lößlehm-Gemisches in der Kölner Bucht. Hinzu kommen Verdichtungen dieses strukturlabilen Materials durch die ortsübliche Bewirtschaftung mit schweren Maschinen (Fruchtfolge ZR-WW-WG). Ertragsdepressionen und vor allem Ertragsunsicherheit in trockenen und feuchten Jahren sowie Bewirtschaftungerschwernisse sind die Folge.

In der DDR entstanden infolge der Abbautechnik großflächig Böden aus tertiärem Material mit niedrigem pH-Wert, geringer Nährstoffversorgung und z.T. hohen Schwefel- und Kohlegehalten. Deshalb standen hier zunächst Fragen der bodenchemischen Melioration im Vordergrund.

1990/91 wurden daher Untersuchungen zu bodenphysikalischen und -mechanischen Eigenschaften an jeweils 4 Profilen aus Löß (Leipziger Bucht) und Geschiebelehm mit Sandbeimengungen (Lausitz) durchgeführt. Die Ergebnisse werden im folgenden mit Daten von rekultivierten Lößböden aus der Kölner Bucht (4 "lockere", 4 "dichte" Profile) verglichen.

### 2. Ergebnisse

In den rekultivierten Lößböden der Kölner Bucht dominiert der Schluff mit 70-80%, der Tongehalt liegt bei 15-20%, der Sandanteil ist mit 5-10% gering (Tab. 1). Die untersuchten rekultivierten Lößböden des Leipziger Reviers haben einen im Mittel höheren Sandgehalt und etwas mehr Ton. Die Geschiebelehme heben sich deutlich ab mit 60-65% Sand und nur 15-20% Schluff.

Sie weisen auch die im Mittel höchsten Trockenraumgewichte (Tab. 2) auf, die von den dichten Lößböden nicht erreicht werden. Aufgrund der hohen Sandgehalte wird jedoch das Grobporenvolumen nicht so stark reduziert wie bei den Lößböden.

In allen 4 unterschiedlichen Gruppen bleibt in den Unterböden das

**Tab. 1:** Struktur, Textur und bodenchemische Eigenschaften rekultivierter Böden aus Löß und Geschiebelehm.

Horiz.	Tiefe	Gefüge	S	U	T	pH	CaCO <sub>3</sub>	C <sub>org.</sub>	T-	V-Wert
	(cm)		(%)	(%)	(%)		(%)	(%)	(mval/100g)	(%)
<b>A. Aufschüttungsböden aus Löß, Kölner Bucht, dichte Varianten</b>										
jAp	0-35	fra/sub	7,8	73,0	19,2	7,6	6,8	0,28	10,7	100,0
jY1	-60	koh/pla	7,6	74,0	18,4	7,7	7,1	0,10	10,6	100,0
jY2	-85	koh	8,6	72,9	18,5	7,7	8,0	0,10	10,2	100,0
jY3	-100	koh	10,9	70,9	18,2	7,7	8,1	0,08	10,3	100,0
<b>B. Aufschüttungsböden aus Löß, Kölner Bucht, lockere Varianten</b>										
jAp	0-35	fra/koh	6,8	72,9	20,3	7,7	7,2	0,27	9,9	99,7
jY1	-60	koh	6,4	72,7	20,9	7,6	7,5	0,15	9,3	100,0
jY2	-85	koh	7,9	72,5	19,6	7,7	8,4	0,08	8,9	100,0
jY3	-100	koh	6,8	73,7	19,5	7,7	8,1	0,07	8,9	100,0
<b>C. Aufschüttungsböden aus Löß, Leipziger Becken</b>										
jAp	0-30	fra/sub	23,4	56,1	20,5	7,4	8,3	0,48	13,0	100,0
jY1	-50	koh/pla	15,0	63,1	20,9	7,5	10,2	0,15	13,1	100,0
jY2	-70	koh	7,3	70,7	22,0	7,5	10,8	0,09	13,3	100,0
jY3	-100	koh	17,6	61,3	21,1	7,5	10,2	0,04	13,0	100,0
<b>D. Aufschüttungsböden aus Geschiebelehm, Niederlausitz</b>										
jAp	0-30	fra/sub	63,0	19,6	17,4	7,4	2,5	1,06	11,2	100,0
jY1	-50	koh	65,8	18,4	15,8	7,2	1,6	0,47	10,1	89,7
jY2	-70	koh	69,2	16,5	14,3	6,3	1,5	0,46	8,9	80,6
jY3	-100	koh	59,8	20,7	19,5	6,3	1,0	0,40	9,1	82,6

(Korngrößenvert. n. KÖHN, pH in 0,01m CaCl<sub>2</sub>-Lsg., CaCO<sub>3</sub> n. SCHEIBLER, Corg. n. Lichterfelder Meth., KAK n. MEHLICH)

**Tab. 2:** Bodenphysikalische Eigenschaften rekultivierter Böden aus Löß und Geschiebelehm.

	Rt	Ges.	P>50	P50-10	P10-0,2	P<0,2	EW	ka	kf
	(g/cm <sup>3</sup> )	-PV		(µm, %)			(kPa)	(µ <sup>2</sup> )	(cm/d)
<b>A. Aufschüttungsböden aus Löß, Kölner Bucht, dichte Varianten</b>									
jAp	1,60	39,7	6,3	2,0	19,3	12,1	306	30,05	155,2
jY1	1,74	34,7	3,7	2,4	16,0	12,6	>500	4,69	23,2
jY2	1,75	34,4	4,2	1,5	15,7	12,9	>500	3,84	11,0
jY3	1,74	34,6	4,0	1,5	16,5	12,7	>500	1,80	5,9
<b>B. Aufschüttungsböden aus Löß, Kölner Bucht, lockere Varianten</b>									
jAp	1,54	42,1	8,5	3,6	18,4	11,6	235	12,75	47,6
jY1	1,60	40,1	5,9	4,2	17,2	12,8	255	6,01	25,0
jY2	1,60	40,0	5,1	4,9	17,0	13,0	264	3,43	25,0
jY3	1,59	40,7	5,6	4,4	18,3	12,4	235	2,50	16,8
<b>C. Aufschüttungsböden aus Löß, Leipziger Becken</b>									
jAp	1,58	40,3	10,4	3,9	11,7	14,3	215	12,21	98,6
jY1	1,68	36,7	4,7	3,8	12,9	15,3	345	2,68	11,7
jY2	1,60	40,0	6,3	4,2	14,3	15,0	320	5,52	35,0
jY3	1,59	40,4	6,8	4,9	13,8	14,9	268	5,26	17,7
<b>D. Aufschüttungsböden aus Geschiebelehm, Niederlausitz</b>									
jAp	1,58	39,4	13,9	4,0	10,4	11,1	183	13,87	173,9
jY1	1,82	30,8	6,2	3,0	10,6	11,0	416	5,25	13,7
jY2	1,82	30,7	6,0	2,6	8,3	13,8	353	3,30	13,8
jY3	1,75	33,9	7,2	2,1	10,1	14,6	263	3,84	26,5
Grenzdif.(5%) n. multiplem t-Test (Faktoren: Horizont/Substrat):									
	0,05	2,2	0,7				59	1,94	2,5

(Ges.-PV=1-Rt/DF, Porengrößenvert. n. RICHARDS, EW= im Stechring gem. mit Pocket-Penetrometer bei 300cm WS, ka=Luftleitf. n. KMOCH, kf=ges. Wasserleitf. n. HANUS & FRANKEN)

Volumen der Poren  $>50\mu\text{m}$  unter 6% oder knapp darüber, Luft- und Wasserleitfähigkeit sind gering.

Die bodenphysikalischen Eigenschaften der dichten Lößprofile aus der Kölner Bucht weisen auf Fehler bei der Rekultivierung hin, da sie bis in 1m Tiefe reichen; Luft- und Wasserleitfähigkeit nehmen mit zunehmender Tiefe immer mehr ab.

Die Lößprofile des Leipziger Reviers zeigen dagegen lediglich eine Überverdichtung des jY1-Horizontes, die sowohl durch Planierarbeiten als auch durch die Bewirtschaftung entstanden sein kann; im tieferen Unterboden gleichen die Werte den Verhältnissen der lockeren rekultivierten Lößböden der Kölner Bucht, Wasser- und Luftleitfähigkeit sind höher, vermutlich aufgrund der etwas höheren Sandgehalte.

Die Verdichtungen der Geschiebelehm Böden und ihre Auswirkungen sind erheblich und vergleichbar den Eigenschaften der dichten Lößböden. Erst im jY3-Horizont ab 70-80cm Tiefe tritt eine allmähliche Verbesserung ein.

Korrelations- und Regressionsanalysen für die Beziehungen zwischen einzelnen bodenphysikalischen Eigenschaften ergaben u.a.:

Die Korrelationskoeffizienten sind in den Oberböden höher als in den Unterböden, die Streuung um die Regressionsgeraden ist geringer (vgl. Abb.1). Eine Zunahme des Trockenraumgewichtes wirkt sich stärker auf eine Verminderung der Grobporen aus als in den Unterböden. Dies weist auf die starke Heterogenität des Gefüges in den Unterböden der rekultivierten Profile hin.

Während für die Beziehung zwischen  $R_t$  und  $P > 50\mu\text{m}$  hohe Korr.koeff. berechnet wurden, ist die Beziehung zwischen  $R_t$  und  $k_a$  bzw.  $k_f$  gering. Engere Korrelationen bestehen aber zwischen  $P > 50\mu\text{m}$  und  $k_a$  bzw.  $k_f$ . Dies deutet auf die mangelnde Porenkontinuität in den Unterböden.

Die Regressionsgeraden zeigen für alle drei Lößgruppen einen ähnlichen Verlauf. Aufgrund des geringeren Sandgehaltes ist das Volumen der Poren  $>50\mu\text{m}$  bei gleichem Trockenraumgewicht erheblich niedriger als im Geschiebelehm, die Abnahme bei Verdichtung stärker. Mit wachsendem Volumen an Poren  $>50\mu\text{m}$  steigt die Luftleitfähigkeit in den Lößböden schneller an.

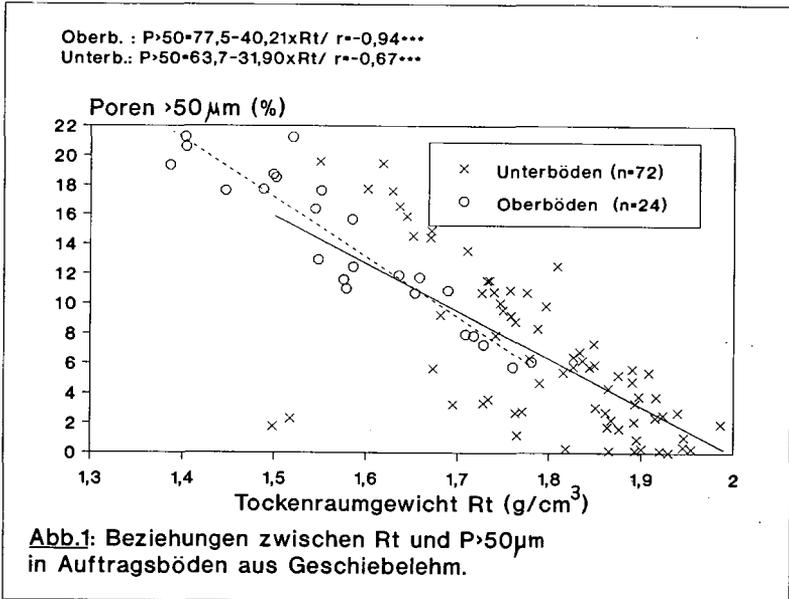
Bodenmechanische Eigenschaften wurden an ausgewählten Profilen jeweils in den oberen drei Horizonten ermittelt.

Die Vorbelastung nach Entwässerung der Proben bis  $p_F=2,5$  liegt in den jY1-Horizonten der lockeren Lößprofile aus der Kölner Bucht bei etwa 100 kPa. Sie beträgt im Falle der dichten Profile mehr als das Doppelte. Für letztere ergab sich ein Verdichtungsverhältnis von 21, für die "lockeren" Lößprofile ist  $V=11$ .

Die Vorbelastung des rekultivierten Lößbodens aus dem Leipziger Revier (Vorentwässerung  $p_F=1,8$ ) zeigt die extreme Verdichtung des jY1-Horizontes; selbst bei einer Auflast von 500 kPa scheint der Erstverdichtungsbereich noch nicht erreicht zu sein. Die ebenfalls im jY2-Horizont hohe Vorbelastung dürfte auch eine Folge des höheren Sandgehaltes sein.

Der Unterboden des Geschiebelehms ist extrem verdichtet (Vorbelastung  $>500$  kPa).

Der Verlauf der Mohr-Coulomb'schen Bruchbedingungen ( $p_F=1,8$ ) zeigt im Falle der Lößböden keinen Unterschied zwischen Ober- und Unterboden. Kohäsion und Reibungswinkel sind gering (15 kPa,  $30^\circ$ ). Im Vergleich hierzu weist der Geschiebelehm texturbedingt höhere Kohäsionswerte und Reibungswinkel auf (65 kPa,  $50^\circ$ ).



### 3. Schlußfolgerungen

Fehlerhafte Rekultivierung und unsachgemäße Bewirtschaftung der gefügelabilen rekultivierten Böden aus LÖB haben in der Kölner Bucht zu erheblichen, z.T. tiefgreifenden Bodenverdichtungen geführt. Geringes Grobporenvolumen und fehlende Porenkontinuität behindern Luft- und Wasserleitfähigkeit, die Durchwurzelung ist zudem durch hohen mechanischen Widerstand behindert. In vielen Fällen müssen diese Böden melioriert werden, um Ertragssicherheit zu gewährleisten.

Großflächig sind aber auch Böden mit guten physikalischen Eigenschaften entstanden. Das LÖB-Lößlehm-Gemisch bietet dann die Voraussetzungen für einen erfolgreichen Anbau von Kulturpflanzen, wenn die besondere Verdichtungsanfälligkeit des Lösses bei der Bewirtschaftung berücksichtigt wird.

Die Lößböden im Leipziger Raum zeigen die gleiche Problematik. Die untersuchten Profile weisen vor allem Verdichtungen im Pflugsohlenbereich auf, die in extremen Fällen durch Lockerung und anschließende bodenschonende Bewirtschaftung melioriert werden sollten.

Auch im Falle der rekultivierten Böden aus Geschiebelehm beeinträchtigen extreme, tiefreichende Verdichtungen das Pflanzenwachstum. Sie sind vermutlich bei der Rekultivierung entstanden. Wenngleich aufgrund der Textur Luft- und Wasserhaushalt nicht in dem Maße beeinträchtigt sind wie in den Lößböden, scheint doch eine Melioration erforderlich. Der Gefahr der schnellen Wiederverdichtung sollte auch hier durch bodenschonende Bewirtschaftung nach der Melioration begegnet werden.

## Die räumliche und zeitliche Variabilität von bodenphysikalischen Erosionsparametern

von

Kerner, F. und B. Murschel\*

### Problemstellung und Zielsetzung

In der lößbedeckten und intensiv ackerbaulich genutzten Hügellandschaft des Kraichgau stellen die Bodenerosion und die damit verbundenen Effekte der Nährstoffabträge ein seit langem bekanntes Problem dar. Das hier vorgestellte Projekt befaßt sich mit Fragen der Bodenerosion und hier speziell mit der Fragestellung, welche räumliche und zeitliche Variabilität erosionsbestimmende Parameter aufweisen. Es ist bekannt, daß auch in Landschaften mit relativ homogener Struktur die Variabilität von Größen wie der Infiltrationskapazität oder der Aggregatstabilität sowohl räumlich wie zeitlich sehr groß ist. Für eine hinreichend exakte Standortbeschreibung sollte deshalb die Dynamik der erosionsbestimmenden Parameter sowie der notwendige Probenumfang und Probenabstand bekannt sein. Für die Modellierung der Bodenerosion sind Eingabeparameter notwendig, die einen Standort hinreichend genau beschreiben. Die räumliche Variabilität stellt für die Modellierung ein besonderes Problem dar, da häufig Landschaften und Wassereinzugsgebiete aggregiert simuliert werden.

Die Zielsetzung der hier dargestellten Arbeit besteht in der Beschreibung der räumlichen Variabilität der Aggregatstabilität, der hydraulischen Leitfähigkeit unter Sättigung im Felde und der Erodierbarkeit von Lößböden im Kraichgau. Mit Hilfe von geostatistischen Verfahren sollen die gewonnenen Meßdaten interpretiert werden. Die zeitliche Variabilität wird exemplarisch an der Aggregatstabilität untersucht.

Diese Aufgabenstellung wird innerhalb eines Teilprojektes des Sonderforschungsbereiches 183 "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften" an der Universität Hohenheim bearbeitet.

### Geostatistische Analyse

Bodenbezogene Größen neigen dazu, innerhalb eines betrachteten Feldes nicht regellos zu streuen, sondern einem Muster zu folgen. So kann häufig beobachtet werden, daß die Werte von nahe beieinanderliegenden Meßpunkten sich im Durchschnitt ähnlicher sind als Werte von weiter auseinanderliegenden Punkten. Das hier angewandte Konzept der regionalisierten Variablen besteht aus der Variogrammanalyse und dem Kriging-Interpolationsverfahren und wurde von Matheron (1965) zur Abschätzung von Erzreserven im Bergbau entwickelt. Eine ausführliche Übersicht findet sich bei Journel und Huijbregts (1978). Die räumliche Abhängigkeit der untersuchten Parameter läßt sich in Form von Semivariogrammen darstellen. Dabei wird die Semivarianz  $\gamma(h)$  gegen die Entfernung  $h$  aufgetragen. Die Semivariogramme können in der Kriging-Interpolationsmethode benutzt werden, um Isolinienkarten für die auf der Fläche untersuchten Merkmale zu erstellen. Kriging-Interpolation ermöglicht es, verzerrungsfreie Schätzer für Werte an jedem beliebigen Ort bei bekannter und minimaler Schätzvarianz zu berechnen. Unter Anwendung dieser Methode werden flächendeckende Angaben der untersuchten Parameter erhalten, ohne daß in entsprechender Intensität beprobt werden muß.

### Datengrundlage

Der untersuchte Standort liegt westlich von Bretten im Kraichgau und wurde 1990 mit Zuckerrüben bestellt. Die Fläche läßt sich in Hangsohle, Mittelhang und Hangkuppe einteilen. Für die Messungen wurde ein rechteckiges Gitter mit einem Gitterabstand von 10 m im Mittelhang angelegt. Insgesamt wurde eine Fläche von 90 m x 120 m beprobt. Somit ergaben sich 108 Knoten- bzw. Meßpunkte. Auf der Versuchsfläche befanden sich die Bodentypen Pararendzina, Parabraunerde und eine kalkige Braunerde kolluvialen Ursprungs. Zu Bestimmung der Aggregatstabilität wurde die Perkolationsmethode nach

\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, Postfach 70 05 62, 7000 Stuttgart 70

Sekera und Brunner (1942) angewendet. Dazu wurden an allen Meßpunkten zum 4-Blattstadium (7.5.90) und nach Bestandesschluß (13.7.90) der Zuckerrüben, Oberbodenproben gezogen. Als geeignetes Maß die Verschlämmungsneigung des Bodens zu charakterisieren wurde der Perkolationssummenwert nach 10min ermittelt. Zur Messung der hydraulischen Leitfähigkeit unter Sättigung im Felde wurde eine in situ-Methode nach Reynolds und Elrick (1985) gewählt. Im Handel wird das Meßgerät als sogenanntes Guelph-Permeameter angeboten. Gemessen wurde in 60cm Tiefe. Zur Bestimmung der Erodierbarkeit wurde ein Kleinregensimulator (Kamphorst, 1987) eingesetzt. Über die jährliche kinetische Energie des natürlichen Regens am Standort läßt sich der jährliche Bodenabtrag berechnen. Die Messungen mit dem Guelph-Permeameter und dem Kleinregensimulator wurden im Zeitraum von Mai bis Juli 1990 an jedem zweiten Knotenpunkt durchgeführt.

**Ergebnisse und Diskussion**

Bei den Messungen der Aggregatstabilität läßt sich zusammengefaßt folgende Tendenz ablesen: Im Mai ist die Aggregatstabilität in der Reihenfolge koll. Be > Pb > Pr abnehmend, im Juli stellte sich folgende Tendenz ein: koll. Be > Pr > Pb. Die Pararendzina und koll. Braunerde haben im Zeitraum von Mai bis Juli eine zunehmende Aggregatstabilität bzw. die Parabraunerde hat eine abnehmende Stabilität. Bei der hydraul. Leitfähigkeit ergab sich die Reihenfolge Pr > Pb > koll. Be. Die Regnermessungen ergaben folgende Ergebnisse: Pr > Pb = koll. Be. Die Tendenz, daß die Aggregatstabilität der Parabraunerde sich zum Sommer hin verschlechtert, und sich im Gegensatz dazu die Stabilität der Pararendzina verbesserte zeigte sich auch in den Messungen mit dem Klein-

regensimulator. Aus Gründen der Homogenität wurden für die geostatistischen Analysen nur Daten der Pararendzina betrachtet. Zur Bestimmung der räumlichen Variabilität wurden Semivariogramme in vier verschiedene Richtungen berechnet (25°- hangparallel, 70°, 115°- hangaufwärts, 160°). Exemplarisch für die Verläufe aller erhaltenen Semivariogramme wird in Abbildung 1 das der Aggregatstabilität (7.5.90) gezeigt. Unterschiedliche Kurvenverläufe in verschiedenen Richtungen zeigen, daß die untersuchten Parameter anisotrop variieren.

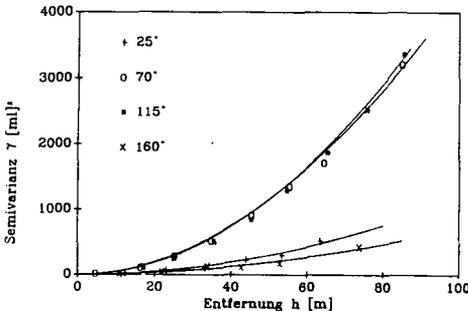


Abb. 1: Semivariogramm der Aggregatstabilität (7.5.90)

An alle gemessenen Parametern konnte ein potenzgeometrisches anisotropes Modell angepaßt werden. Das benutzte Anisotropiemodell ist

$$\gamma(\theta, h) = C_0 + [A \cos^2(\theta - \psi) + B \sin^2(\theta - \psi)] h \quad (1)$$

- $\gamma(\theta, h)$  = Semivarianz in Richtung  $\theta$  und Entfernung  $h$
- $C_0$  = Nugget Varianz
- $\psi$  = Richtung größter Variation
- $A$  = Steigung des Semivariogrammes in Richtung der größten Variation
- $B$  = Steigung des Semivariogrammes 90° zur Richtung der größten Variation

Das Anisotropieverhältnis  $k$  ist definiert als

$$k = A/B \quad (2)$$

und ist ein Maß für die Stärke der Anisotropie. In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Variogrammanalyse dargestellt.

Tab. 1: Parameter für die potenzgeometrischen anisotropen Modelle

Parameter	A	B	k (A/B) (für h = 10...90m)	ψ
Aggregatstabilität (7.5.90)	10.33...74.62	2.61...17.21	3.96...4.34	115°
Aggregatstabilität (13.7.90)	9.92...71.70	3.12...18.56	3.18...3.86	115°
hydraul. Leitfähigkeit	9.21...66.79	3.36...10.08	2.74...6.62	115°
Bodenabtrag	9.28...67.47	2.97...17.73	3.13...3.80	115°

Der Vergleich der Semivariogramme der Aggregatstabilität im Mai und im Juli zeigt keinen Unterschied. Die räumliche Variabilität dieses Parameters bleibt zeitlich konstant. Das benutzte Modell zeigt, daß  $\gamma(\theta, h)$  keinem endlichem Wert (sill) für große h zustrebt, d.h. die Semivariogramme sind unbegrenzt. Vielmehr zeigt sich ein maximaler Anstieg in Richtung der Hangneigung und ein geringer Anstieg in hangparalleler Richtung. Es stellt sich die Frage, ob dieser gerichtete Anstieg eine Drift anzeigt, oder ob bei einer Probenahme auf einer größeren Fläche eine endliche Varianz (sill) und eine Reichweite (range) gezeigt hätte. Zu diesem Zweck wurde eine Driftanalyse nach Akin und Siemes (1988) durchgeführt. Für alle hier untersuchten Parameter ließ sich eine ausgeprägte Drift in Richtung der Hangsteigung nachweisen, deren Ursache die geomorphologischen Bedingungen sind. Bei der Aggregatstabilität könnten Effekte der Bewirtschaftung hinzukommen. Liegt eine Drift vor, kann der Erwartungswert  $E[Z(x)]$  nicht mehr durch den Mittelwert  $m$  geschätzt werden, sondern durch die allgemeine Form  $m(x)$ . Für die Kriging-Interpolation müßte in solchen Fällen auf das wesentlich kompliziertere Universal Kriging, welches die Drift mit einbezieht, zurückgegriffen werden. Um dieses Verfahren zu umgehen, wurde unter Einführung quasistationärer Verhältnisse Krigesysteme aufgestellt, die nur Punkte in der unmittelbaren Nachbarschaft zur Interpolation benutzen. Insgesamt wurden für jeden hier untersuchten Parameter 700 Werte für die Pararendzina geschätzt. Abbildung 2 zeigt die daraus erstellten Isolinienkarten. Die hydraul. Leitfähigkeit und der Bodenabtrag zeigen einen gerichteten Anstieg in Richtung der Hangsteigung. Bei der Aggregatstabilität läßt sich dies nicht ohne weiteres erkennen. Auf die Ursachen dieses Sachverhaltes soll hier nicht weiter eingegangen werden.

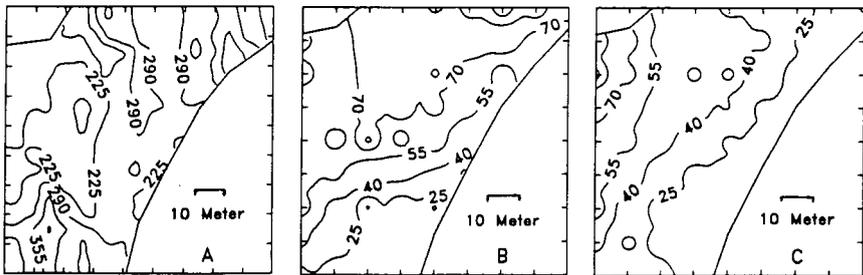


Abb. 2: Isolinienkarte der Aggregatstabilität (A) in ml perkol. Wasser/10 min, der hydraul. Leitfähigkeit (B) in cm/d und des Bodenabtrages (C) in t/ha. Es ist nur der Ausschnitt der Pararendzina auf der Versuchsfläche dargestellt.

Zur Bestimmung der Anzahl der benötigten Probe- bzw. Meßstellen zur Berechnung eines verlässlichen Mittelwertes, wird die Formel

$$(s^2/N)^2 = (x-\mu)/t \quad , \quad \text{mit} \quad (3)$$

- N = Anzahl Beobachtungen
- t = Student's t-Wert

$s^2$  = Varianz  
 $(x-\mu)$  = tolerierte Abweichung vom Mittelwert

angewendet. Die Formel setzt jedoch voneinander unabhängige Beobachtungswerte voraus. Liegt räumliche Abhängigkeit vor, wird die Varianz und damit die Anzahl der notwendigen Beobachtungsstellen überschätzt. Ein Vergleich der gemessenen und der gekrigten Daten zeigt, daß die Schätzvarianz bei der klassischen Methode um den Faktor 1.5 bis 1.8 höher ist als bei Berücksichtigung der räumlichen Abhängigkeit. Ist die Schätzvarianz über die mit dem Kriging-verfahren erhaltenen Daten bekannt, ist es möglich, die benötigten Beobachtungsstellen unter Berücksichtigung der räumlichen Abhängigkeit zu berechnen. Ein großer Vorteil dabei ist, daß die Krigingvarianz nur von der Lage und Entfernung der Nachbarpunkte abhängig ist und nicht von deren Wert. Es kann also schon

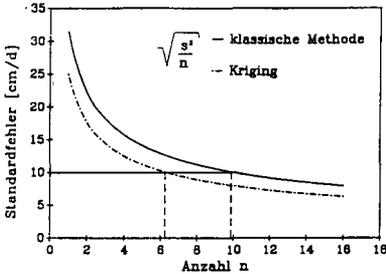


Abb. 3: Standardfehler in Abhängigkeit von der Anzahl Beobachtungen

vor der Beprobung für eine gewünschte Genauigkeit die Anzahl der benötigten Beobachtungen ermittelt werden. Abbildung 3 zeigt exemplarisch den Standardfehler in Abhängigkeit von der Anzahl Messungen für die hydraul. Leitfähigkeit. Soll beispielsweise die mittlere hydraul. Leitfähigkeit bei einem nach Gleichung 3 berechneten Standardfehler von 10 cm/d bestimmt werden, sind nach der klassischen Statistik ca. 10 Messungen notwendig, unter Berücksichtigung der räumlichen Abhängigkeit wären ca. 6 Messungen ausreichen.

Schlußfolgerungen

Alle hier untersuchten Parameter zeigen eine starke räumliche Abhängigkeit mit einem anisotropen Verhalten und maximaler Driftausprägung in Richtung der Hangneigung. Für die Aggregatstabilität zeigte sich eine zeitlich konstante räumliche Abhängigkeit. Um ähnliche Standorte vergleichen zu können, müssen die Messungen die gleichen räumlichen Konstellationen aufweisen. Dabei sind möglichst kleine Flächen anzustreben. Die Drift in Richtung der Hangsteigung macht es notwendig, bei der Schätzung lokaler Erwartungswerte höhenlinienparallel zu messen. Unter Berücksichtigung der räumlichen Abhängigkeit ist die notwendige Anzahl an Proben- bzw. Meßpunkten geringer als bei einer Abschätzung mit der klassischen Statistik.

LITERATUR

Akin, H. und H. Siemes. 1988. Praktische Geostatistik. Springer Verlag.  
 Journel, A.G. and Ch. Huijbregts. 1978. Mining Geostatistics. Academic Press, New York.  
 Kamphorst, K. 1987. A small rainfall simulator for determination of soil erodibility. Netherlands Journal of Agricultural Science, 35.  
 Matheron, G. 1965. Les variables regionalisées et leur estimation. Masson, Paris.  
 Reynolds, W.D. and D.E. Elrick. 1985. Measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity and conductivity-pressure head relationship using the "guelph permeameter". - Proc. National Water Well Assoc. Conf. on Characterisation and Monitoring of the Vadose (Unsaturated Zone), Denver, Colorado.  
 Sekera, F. und A. Brunner. 1942. Beiträge zur Methodik der Gareforschung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 29, 181-186.

## **Stickstoffhaushalt von Ackerflächen mit temporärer Flächenstilllegung**

von  
Kersebaum, K.C., A. Lindloff und J. Richter\*

### Einleitung

Das Flächenstilllegungsprogramm der EG hat als vorrangiges Ziel die Reduzierung der Anbaufläche von Ackerfrüchten, für die eine gemeinsame Marktordnung besteht. Belange des Umwelt- und Naturschutzes sollen berücksichtigt werden. Die Stilllegung von Flächen wird unter folgenden Auflagen finanziell unterstützt:

- Stilllegung von mindestens 20% der Ackerfläche eines Betriebes für die Dauer von 5 Jahren
- Dauerbrache oder Rotationsbrache
- Pflicht zur Begrünung oder Selbstbegrünung
- Belassen des gesamten Aufwuchses auf der Fläche
- kein Mähen oder Schröpfen in der Zeit vom 1.4. bis 15.7.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes sollte die Wirkung von Flächenstilllegungen auf den Stickstoffhaushalt des Bodens untersucht werden.

### Material und Methoden

Auf insgesamt 7 verschiedenen Standorten wurden zu verschiedenen Terminen Boden- und Pflanzenproben entnommen, an denen der  $N_{min}$ -Gehalt bis 90 cm Tiefe, der Wassergehalt des Bodens sowie Trockenmasse und Gesamtstickstoff der Pflanzen bestimmt wurden. Die Untersuchungsergebnisse zweier Standorte sollen hier näher betrachtet werden. Es handelt sich um eine Braunerde aus Sand auf dem Gelände der FAL in Braunschweig und eine Parabraunerde aus Löss südlich von Braunschweig. Die Messungen erstreckten sich über einen Zeitraum von zwei Jahren, so daß sowohl direkte Wirkungen als auch die Wirkungen auf die Nachfrucht untersucht werden konnten.

Auf einem Versuch, der vom Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der FAL angelegt wurde, konnte die Wirkung verschiedener Begrünungsformen im Vergleich zu einer in der üblichen Rotation verbleibenden Fläche untersucht werden.

Bei dem zweiten Standort handelt es sich um Flächen, die von einem Landwirt in die Rotationsbrache genommen worden sind. Flächenstilllegungen sind auf den Lössböden der Börden relativ selten; hier nutzte der Landwirt das Angebot von Ausgleichszahlungen, um mit dem Anbau von nematodenresistentem Ölrettich eine Nematodenbekämpfung durchzuführen. Die Untersuchungen fanden auf benachbarten Ölrettich- bzw. Weizenschlägen statt.

---

\*Institut f. Geographie u. Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

Ergebnisse

Abb. 1a zeigt im Jahr der Aussaat bei allen Varianten eine leichte Abnahme der  $N_{min}$ -Gehalte im Boden. Lediglich die Variante Winterwicke/Senf entzog noch größere Mengen Stickstoff. Da der Senf aber schon beim ersten Frost abstarb, könnten hier, besonders bei nachfolgender milder Witterung, noch erhebliche Mengen Stickstoff mineralisiert werden. Die hohen Stickstoffgehalte in der Kontrollparzelle waren auf Düngungsmaßnahmen zurückzuführen. Es ist deutlich zu erkennen, daß unabhängig vom  $N_{min}$ -Gehalt im Herbst, im Februar nur noch geringe Stickstoffmengen im Boden vorhanden waren. Im folgenden Sommer waren die  $N_{min}$ -Gehalte in den Brachevarianten erwartungsgemäß gering. Die Pflanzen nehmen den im Verlauf des Sommers mineralisierten Stickstoff auf, bei den Begrünungsvarianten mit Leguminosen ist mit einer Fixierung von Luftstickstoff zu rechnen, so daß hier eine Anreicherung von Stickstoff möglich war.

- Kontrolle
- ◆- - -◆ Selbstbegrünung 89/90
- ▲- - -▲ Weißklee 89/90
- - -● W.-Wicke/Senf 89/90
- ⊠- - -⊠ Rotklee/Weidelgras seit 1987

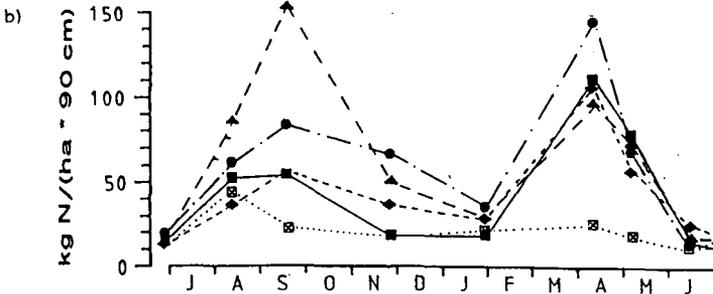
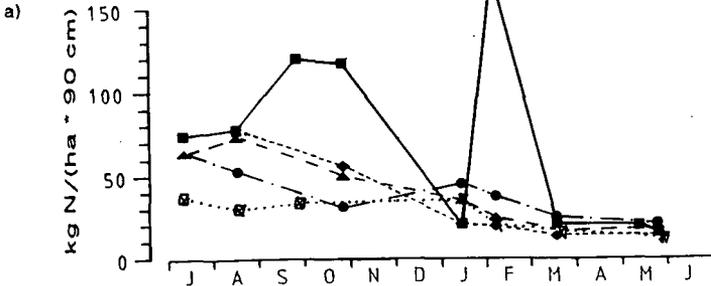


Abb. 1: Mineralstickstoffgehalte einer Braunerde aus Sand  
 a) unter verschiedenen Rotationsbracheflächen  
 b) unter Hafer nach verschiedenen Begrünungsvarianten

Der Stilllegung folgte eine Sommerung, so daß die Flächen über

Winter nicht bewachsen waren. Nach dem Umbruch der Bestände wurde der Aufwuchs zu einem erheblichen Teil noch vor dem Winter mineralisiert (**Abb. 1b**). Besonders Weißklee zeichnet sich durch ein hohes Mineralisationspotential aus.

Verfolgt man die Entwicklung der  $N_{min}$ -Gehalte weiter, so wird deutlich, daß der Stickstoff im folgenden Februar aus den oberen 90 cm fast vollständig ausgewaschen war. Die Stickstoffmineralisation in der Folgezeit unterscheidet sich nach den Begrünungsvarianten kaum von der Kontrolle. Unter Dauergrünland (Rotklee/Weidelgras seit 1987) sind in beiden Jahren nur geringfügige jahreszeitliche Schwankungen der  $N_{min}$ -Gehalte zu beobachten.

**Abb. 2** zeigt zusammenfassend die Auswaschungsgefährdung in Folge einzelnen Begrünungsvarianten. Dargestellt sind die  $N_{min}$ -Gehalte im Herbst des Stilllegungsjahres und des Folgejahres. Die herbstliche Düngung der Kontrollparzelle ist dabei herausgerechnet worden. Eine deutliche Verminderung der Auswaschungsgefährdung ist nur unter Dauergrünland zu erkennen. Auch hier ist aber nach dem Umbruch eine starke Mineralisation zu erwarten. Bei den einjährigen Begrünungsvarianten ist eine Abnahme der Auswaschungsgefährdung von reinen Leguminosen (Weißklee) über Mischungen aus Leguminosen und Nichtleguminosen (Winterwicke/Senf) zur Selbstbegrünung (der Bestand wurde hauptsächlich von Roggen gebildet) zu erkennen.

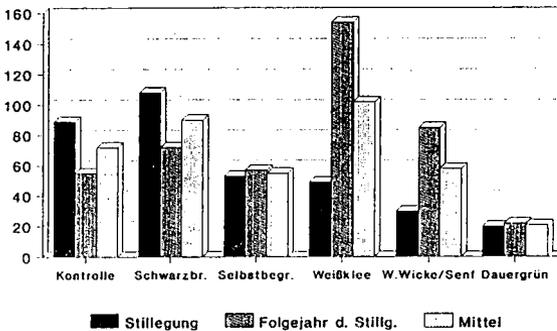


Abb. 2: Potentielle N - Austräge ( $N_{min}$ -Gehalte Ende November 1989 und Ende September 1990) einer Braunerde aus Sand bei bzw. nach unterschiedlicher Begrünung

In **Abb. 3** sind die Ergebnisse der Untersuchungen auf dem Lößstandort dargestellt. Um bei der kurzen Vegetationszeit des Ölrettichs die Samenreife bis nach dem vorgeschriebenen Umbruchtermin (15.7.) zu verzögern, fand die Aussaat erst Ende April statt. Die lange Zeit der Schwarzbrache (September bis April) und das hohe Mineralisationspotential des Bodens führten zu einem  $N_{min}$ -Gehalt in 90 cm von über 200 kg/ha. Der Ölrettich nahm innerhalb der nächsten zweieinhalb Monate diese Stickstoffmenge auf, so daß der Boden zum Zeitpunkt des Abschlegels des Ölrettichs fast völlig von Stickstoff entleert war.

Der Stickstoff aus den Pflanzen wird allerdings vor Winter wieder weitgehend mineralisiert. Auf einer Teilparzelle blieb der Ölrettich etwa sechs Wochen länger stehen. Hier ist deutlich verminderte vorwinterliche Mineralisation zu beobachten.

Die hohe Wasserspeicherkapazität des Bodens führte dazu, daß

ein großer Teil dieses Stickstoffs der Nachfrucht zur Verfügung stand. Der Landwirt trug dem Rechnung, indem er die Stickstoffdüngung auf der ehemaligen Ölrettichfläche im Vergleich zur Weizenfläche um 80 kg/ha reduzierte. Auf den Ertrag hatten diese Reduzierung keine Auswirkung.

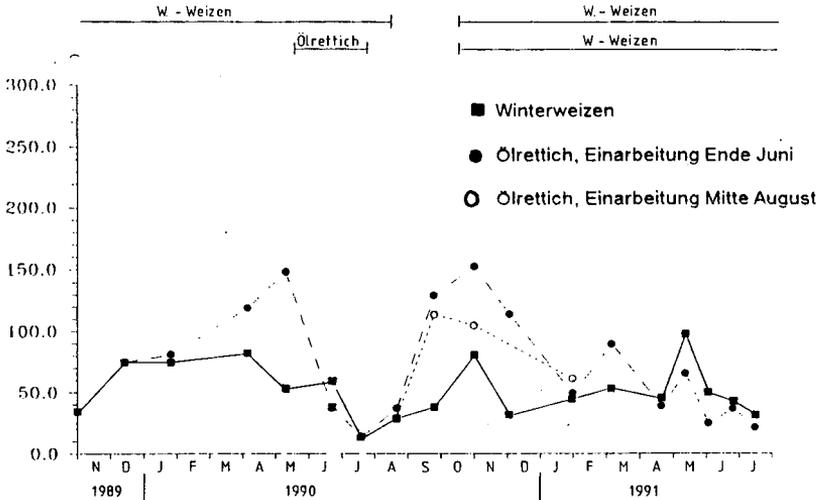


Abb. 3: N-Gehalte einer Parabraunerde aus Löß unter Winterweizen und während bzw. nach einer Flächenstilllegung mit Ölrettichbegrünung

### Schlußfolgerungen

Unter den Aspekt einer möglichst geringen Stickstoffauswaschung aus stillgelegten Flächen legen diese Ergebnisse folgende Forderungen nahe:

- keine Begrünung mit Leguminosen oder anderen schnell mineralisierenden Pflanzen
- Umbruch und besonders Einarbeitung der Bestände möglichst erst im Frühjahr
- bei Einarbeitung im Herbst Einsaat einer schnellwüchsigen Nachfrucht oder Winterzwischenfrucht

Diese Maßnahmen würden eine wenigstens teilweise Konservierung des Stickstoffs in den Pflanzen oder Pflanzenresten bewirken. Dieser Stickstoff muß bei der Düngung der Nachfrucht berücksichtigt werden.

Flächenstilllegungen sind in ihrer Wirkung auf den Stickstoffhaushalt des Bodens umso kritischer zu bewerten, je geringer die Wasserhaltekapazität des Bodens und je größer damit die Auswaschungsgefährdung ist. Hier ergeben sich Zielkonflikte, da bevorzugt leichte Böden in die Stilllegung genommen werden.

## Probleme der flächenhaften Erfassung des Nitrataustrags bei Weidewirtschaft

L. Klempf\*, J. Benz\*, J. Neuendorff\*, R. Tenholtern\*\* u. G. Spatz\*

### 1 Einleitung

Nitratausträge unter beweideten Flächen können insbesondere bei hoher N-Versorgung der Grünlandbestände und geringem Schnittflächenanteil beachtliche Größenordnungen erreichen und damit eine Belastung für die Grundwasserqualität darstellen (KLEMPF, 1991). Die flächenbezogene Ermittlung der ausgewaschenen Nitratmenge mit Hilfe von Saugsonden oder  $N_{\min}$ -Probenahme wird jedoch durch kleinräumige Variabilitäten von Teilprozessen des N-Kreislaufes unter Beweidung stark erschwert (SCHRÖDER, 1991).

Zur Ermittlung der standortbezogenen mittleren Nitratkonzentration der mittleren jährlichen effektiven Grundwasserneubildung ist zudem eine Beschreibung der Wasserflüsse im Boden erforderlich. Hierzu werden häufig EDV-gestützte Simulationsmodelle eingesetzt. Nach einer Eichung des Simulationsmodells SWATRER konnten RAGAB ET AL. (1990) sowie DE JONG ET AL. (1990) den Wasserhaushalt verschiedener Standorte in guter Übereinstimmung zwischen Meßwerten und Simulation nachvollziehen. Die Eingangsdaten solcher Modelle basieren allerdings auf Messungen oder Abschätzungen und können oft nur mit z. T. erheblichen Variabilitäten und Unsicherheiten erfaßt werden.

### 2 Material und Methoden

Zur Darstellung der auftretenden Variabilitäten der Nitratkonzentrationen wurden Daten einer Beobachtungsperiode eines Weideversuchs der LÖLF NW, Abt. 4 Grünland und Futterbau, Agrarökologie Kleve-Kellen, ausgewertet. Es handelt sich um einen Großparzellenversuch mit Parzellengrößen von 0,9 bis 0,6 ha mit drei Intensitätsstufen (30, 180 und 360 kg N/ha\*a) (ERNST, 1987; NEUENDORFF ET AL., 1990). Die Nitratkonzentrationen wurden u.a. mit 24 über die Fläche verteilten Saugsonden in 90 cm Tiefe gemessen. Der Datensatz wurde auf Vorliegen von Normalverteilungen und auf Variationskoeffizienten untersucht. Aus den Konzentrationsangaben wurde mit Hilfe von spline-function-Verfahren nach BENZ (1991) der deterministisch abzusichernde Anteil herausgefiltert.

Für den Standort des Weideversuches wurde zudem im Auftrag der LÖLF die flächenhafte Variabilität der Bodenarten über eine Kartierung der Bodenarterschichtung an 27 Bohrpunkten ermittelt. Die Wasserspeicherfähigkeit des Auenlehmstandortes mit Auenlehm über Auensand wird besonders durch die unterschiedliche Tiefenlage des Auensandes bestimmt.

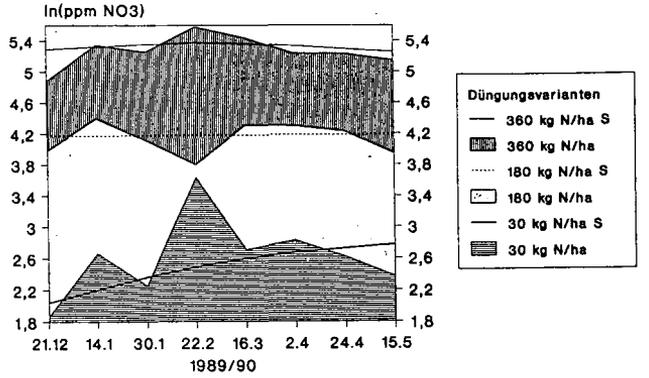
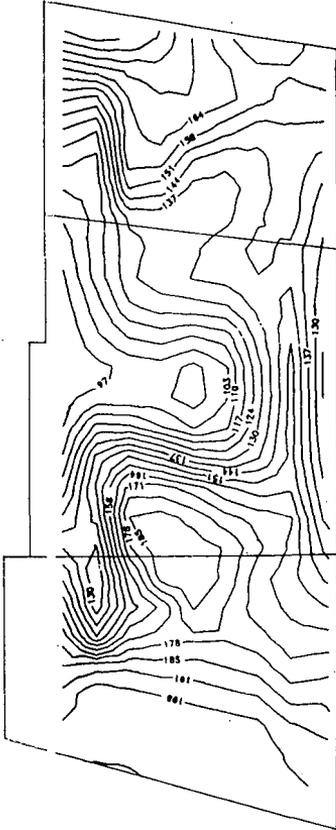
Wesentliche Inputgröße des Modells SWATRER zur Berechnung der Wasserflüsse im Boden ist die ungesättigte Wasserleitfähigkeitsfunktion ( $K_{\text{u}}$ ), die mit dem Programm KTHETA nach KUNZE ET AL. (1968) und JACKSON (1972) aus der pF-Charakteristik und der gesättigten Wasserleitfähigkeit ( $K_{\text{s}}$ ) abgeleitet werden kann. Am Beispiel einer Profiltiefe (110 cm) des Versuchsfeldes Hebenshausen der Gesamthochschule Kassel-Universität soll eine solchermaßen geschätzte  $K_{\text{u}}$ -Funktion Meßergebnissen gegenübergestellt werden, die mit der langsamen Verdunstungsmethode nach WENDROTH (1990) an 4 Stechzylinderproben ermittelt wurden.

Um die Auswirkungen der Variabilitäten der gesättigten Wasserleitfähigkeiten ( $K_{\text{s}}$ ) dreier Profiltiefen und der Durchwurzelungstiefe auf die Zielgröße Sickerwassermenge zu untersuchen, wurde eine Sensitivitätsanalyse des Simulationsmodells durchgeführt. Mit Hilfe einer Monte-Carlo-Simulation erfolgte die Ermittlung der Sickerwassermenge einer Dreimonatsperiode, wobei die  $K_{\text{s}}$ -Werte, in Anlehnung an gemessene Variabilitäten von zehn

\* Gesamthochschule Kassel, FB 20 Landwirtschaft, Abteilung Pflanzenbau II, Nordbahnhofstr. 1a, 3430 Witzenhausen

\*\* Universität Gießen, Inst. f. Bodenkunde u. Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 6300 Gießen

Abb.1: NO<sub>3</sub>-Konzentration im Bodenwasser und deterministischer Anteil im Zeitverlauf



(Variante S = deterministischer Anteil)

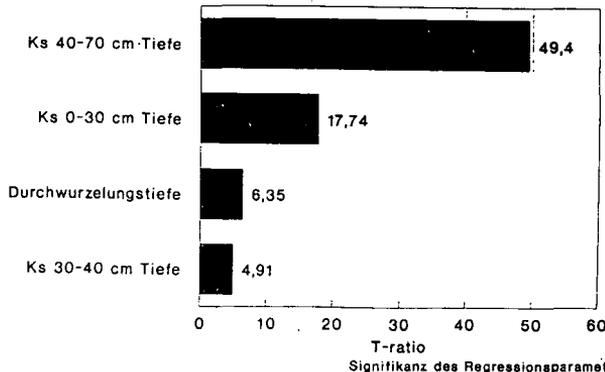
Variante 360 kg N/ha\*a

Abb.2: Tiefenlage des Auen-der Versuchsfläche in Kleve-Kellen [cm u. GOF]

Variante 30 kg N/ha\*a

Variante 180 kg N/ha\*a

Regressionsparameter



Signifikanz des Regressionsparameters

Stechzylinderproben des Versuchsfeldes Hebenshausen, zwischen 1 und 1000 cm/Tag und die Durchwurzelungstiefe zwischen 5 und 70 cm Tiefe variiert wurde.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Die Nitratkonzentrationen lagen im Beobachtungszeitraum in logarithmischer Normalverteilung vor. Daher wurden die Daten zur weiteren Verrechnung zur Basis  $e$  logarithmiert. Die Variationskoeffizienten liegen bei der mit nur 30 kg N/ha gedüngten Variante mit bis zu 85 % deutlich höher als bei der intensiv gedüngten Variante, wo 30 % nicht überschritten werden. Es ist zu vermuten, daß hohe Nitratkonzentrationen unter Exkrement- oder Weißkleeblättern sich hier, bei sonst geringeren Nitratkonzentrationen, stärker auf die Variationskoeffizienten auswirken.

Die Analyse des deterministisch abzusichernden Zeitverlaufs der Nitratkonzentrationen (Abb.1) zeigt, daß die Varianten sich im Niveau der Nitratkonzentration deutlich unterscheiden. Stärkere Schwankungen im Zeitverlauf, wie etwa am 22.02.90 lassen sich jedoch bei der geringen zeitlichen Informationsdichte nicht absichern, müssen also im Rahmen des Verfahrens als zufällig angesehen werden. Hierzu sind zeitlich und räumlich intensivere Messungen notwendig. Die Tiefenlage des Auensandes (Abb.2) variiert beispielsweise bei der mit 30 kg N/ha gedüngten Fläche zwischen 97 und 185 cm unter GOF. Diese Schwankungen lassen erhebliche Unterschiede in der Wasserspeicherfähigkeit und in den Leitfähigkeitseigenschaften erwarten.

Die  $K_u$ -Funktionen der 4 Stechzylindermessungen zeigen relativ geringe Abweichungen. Im Wassergehalt bei Sättigung (bzw. 6 mm WS) unterscheiden sich die Proben um 2 Vol.%. Die aus der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der pF-Charakteristik mit dem Programm KTHTEA geschätzte  $K_u$ -Funktion liegt jedoch um etwa eine Zehnerpotenz höher als die Meßwerte.

Die Variation der  $K_s$ -Werte über drei Zehnerpotenzen führte zu Sickerwassermengen zwischen etwa 60 und 150 mm. Dabei wirkten sich die  $K_s$ -Werte bei geringen Leitfähigkeiten stärker auf die Sickerwassermenge aus als bei hohen Leitfähigkeiten. Hier scheint eine obere Grenze der Sickerwassermenge erreicht zu sein, ab der steigende Leitfähigkeiten keine Auswirkungen mehr haben, da aus klimatischen Gründen keine größere Wassermenge zur Verfügung steht. Die Zahl von zehn Stechzylinderwiederholungen, deren Ergebnisse die Spanne der Variation der  $K_s$ -Werte bestimmte, scheint zur Ermittlung der Sickerwassermenge nicht auszureichen.

Die Variation der Durchwurzelungstiefe zwischen 5 cm und der gesamten betrachteten Profiltiefe von 70 cm erbrachte nahezu keine Beeinflussung der Sickerwassermenge.

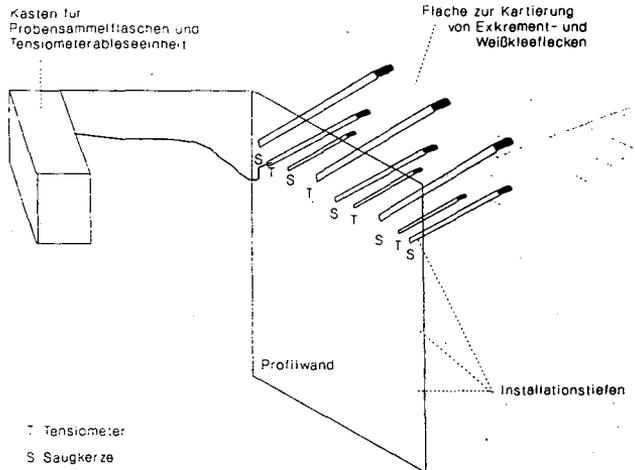
In einer schrittweisen Regressionsanalyse wurde eine Rangfolge der Bedeutung der vier untersuchten Eingangsgrößen für die Sickerwassermenge aufgestellt. Abb. 3 zeigt die T-ratio als Maß für die Signifikanz des Regressionsparameters. Bei den Leitfähigkeiten ergibt sich für die geringmächtigere Schicht 2 eine erwartungsgemäß wesentliche geringere Bedeutung als für die mächtigeren Schichten 1 und 3. Schicht 3 beeinflusst gegenüber der gleichmächtigen Schicht 1 die Zielgröße wesentlich stärker.

Dies läßt auf einen Flaschenhalseffekt schließen, wobei die Ursachen noch genauer untersucht werden müßten.

### 4 Schlußfolgerungen

Die Durchführung von praxisnahen Gruppenweideversuchen erfordert die Einrichtung von Großparzellen. Eine flächenhafte Ermittlung des Nitrataustrages ist jedoch aufgrund kleinräumiger Variabilitäten sehr problematisch. Ein möglicher Ausweg kann die Einrichtung von Intensivmeßpunkten an Orten vergleichbarer Bodenverhältnisse in unterschiedlichen Weidebereichen sein (Abb. 4).

Abb.4: Aufbau eines Intensivmeßpunktes



### 5 Zusammenfassung

Die Nitratkonzentrationen in einem Weideversuch der LÖLF NW, Abt. 4 Grünland und Futterbau, Agrarökologie Kleve-Kellen, zeigten hohe Variationskoeffizienten, die bei geringerer Düngungsintensität größer waren. Der Zeitverlauf der Nitratkonzentrationen läßt sich nur in Ansätzen absichern. Die Tiefenlage des Auensandes als wesentlicher Faktor für die Wasserspeichereigenschaft und die Leitfähigkeitseigenschaften zeigen erhebliche Variationen innerhalb der Großparzellen. Bei den Eingangsparametern des Simulationsmodells können Methodenwahl und Variabilitäten der Meßergebnisse Unsicherheiten bedeuten. Angenommene Variabilitäten der gesättigten Leitfähigkeiten veränderten die Sickerwassermenge zwischen 60 und 150 mm. Eine unterstellte Anzahl von 10 Stechzylinderproben je Entnahmetiefe ist wahrscheinlich nicht ausreichend. Die Leitfähigkeit der untersten Bodenschicht scheint die Sickerwassermenge stärker zu beeinflussen als die Leitfähigkeit anderer Schichten. Die Variation der Durchwurzelungstiefe hatte nahezu keinen Einfluß auf die Sickerwassermenge. Die Untersuchungen der Variabilitäten und Auswirkungen müssen auf weitere Eingangs- und Zielgrößen des Simulationsmodells ausgeweitet werden, um zu generellen Aussagen zu kommen. Zur Ermittlung des Nitrataustrags unter Beweidung wird in Großparzellen eine Einrichtung von Intensivmeßpunkten vorgeschlagen.

### 6 Literatur

- BENZ, J.** (1991): Persönliche Mitteilung
- ERNST, P.** (1987): Vergleich von konventioneller mit alternativer Weidewirtschaft, Vorträge auf der Jahrestagung 1987 der AG Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Kleve-Kellen 1987, 13 - 21
- JACKSON, R., D.** (1972): On the Calculation of hydraulic Conductivity, Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **36**, 380 - 382
- JONG, R. DE, KABAT, P.** (1990): Modelling Water Balance and Grass Production, Soil Sci. Soc. Am. J., **54**, 1725 - 1732
- KLEMP, L.** (1991): Zum Problem des Nitrataustrags bei unterschiedlich intensiver Weidewirtschaft, Diplomarbeit Universität Göttingen, unveröffentlicht
- KUNZE, R.J.; UCHARA, G.; GRAHAM, K.** (1968): Factors important in the Calculation of hydraulic Conductivity, Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **32**, 760 - 765
- NEUENDORFF, J., ERNST, P., SPATZ, G.** (1990): Leistungsfähigkeit von Weißklee unter Weidenutzung, Jahrestagung der AG Grünland u. Futterbau in der Gesellsch. f. Pflanzenbauwissenschaften, Maria Laach 1990
- RAGAB, R., BEESE, F., EHLERS, W.** (1990): A Soil Water Balance and Dry Matter Production Model: I. Soil Water Balance of Oat, II. Dry Matter Production of Oat, Agronomy Journal, **82**, 152 - 156
- SCHRÖDER, C.** (1991): N<sub>min</sub>-Gehalte unter Kot- und Harntellen in zwei unterschiedlich bewirtschafteten Weiden, Diplomarbeit Gesamthochschule Kassel - Universität, unveröffentlicht
- WENDROTH, O.** (1990): Koeffizienten des Wasser- und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges, Dissertation Göttingen

**Prognose durch Re-Suspension von anaeroben Böden und Sedimenten mobilisierbarer Schwermetallmengen : Methodische Überlegungen**  
*M. Kofod, Gröngroft, A.; Miehlich, G.<sup>1</sup>*

**1. Aufgabenstellung**

Erosion und Baggermaßnahmen führen in Gewässern zur Re-Suspendierung schwermetallbelasteter Sedimente bzw. Böden. Der damit verbundene Wechsel des geochemischen Milieus, der zumindest mit einer Teiloxidation des resuspendierten Materials verbunden ist, kann zur Mobilisierung von Schwermetallen führen. Für die Erfassung der durch Milieuwechsel mobilisierbaren Schwermetallanteile wird häufig das sechsstufige, sequentielle Extraktionsverfahren nach Förstner [Kersten 1989] eingesetzt (siehe Tab. 1). Innerhalb dieser Extraktionssequenz dient der  $H_2O_2$ -Schritt zur Ermittlung der durch Oxidation mobilisierbaren Schwermetallanteile. Zur Erfassung der durch Re-Suspension von Sedimenten/Böden freisetzbaren Schwermetallanteile in sauerstoffhaltigen Gewässern ist der  $H_2O_2$ -Schritt, der eine massive Oxidation bewirkt, nicht aussagekräftig. Hierfür müßte ein weiterer Extraktionsschritt innerhalb der Extraktionssequenz konzipiert werden.

**2. Methodische Überlegungen zur Konzeption eines weiteren Extraktionsschrittes**

Die Ergebnisse von KERSTEN [1989] zur Bedeutung der Probenvorbehandlung für die Resultate der sequentiellen Extraktion zeigen, daß schon die einstündige Belüftung von anaeroben Schlammsuspensionen zu einer Verschiebung der mit den unterschiedlichen Extraktionsschritten erfassbaren Schwermetallanteile führt. Generell nahmen die im  $H_2O_2$ -Schritt erfaßten Anteile durch die Re-Suspendierung (1 h) in sauerstoffhaltigem Wasser zugunsten der davor liegenden Extraktionsschritte ab. Wenn die Extraktionsmethode in sich stimmig ist, müßten die Differenzen zwischen der mit und ohne Belüftung durchgeführten seq. Extraktion die durch Reaktion mit gelösten Sauerstoff mobilisierbaren Schwermetallanteile beschreiben. Um diesen Effekt innerhalb einer seq. Extraktion ausnutzen zu können, schien uns der Einschub eines zweiten Oxalat-Schrittes *ohne* vorherige Ausgasung des Sauerstoffes geeignet. Das Feststoff/Lösungsverhältnis (1:100) wurde so ausgewählt, daß in der Oxalatlsg. gelöste  $O_2$  ausreichend war, um nicht durch chemische Oxidationsprozesse erschöpft zu werden (vgl. Bild 1). Die Schüttelzeit wurde auf 15 Min. festgelegt, weil dann der erste maximale, chemische Oxidationsschub abgeschlossen ist (vgl. Bild 1). Als Extraktionsmittel wurde der Oxalattpuffer (pH3) gewählt, um die Readsorption und Kopräzipitation freigesetzter Schwermetalle an Eisen- und Manganhydroxiden zu verhindern.

Für diese methodischen Versuche wurde nicht die vollständige sechsstufige Extraktionsfolge eingesetzt, sondern eine auf drei sequentielle Extraktionsschritte gekürzte Version (Oxalattpuffer,  $H_2O_2$ , Königswasser) [vgl. SCHÖER 1987]. Diese dreistufige Extraktionssequenz wurde um den zweiten Oxalatschritt mit begrenzten Sauerstoffgehalt ergänzt (siehe Tab. 2) und beispielhaft angewendet, um die Freisetzbarkeit von Schwermetallen aus anaeroben Sedimenten der Trave (marines Milieu) und der Weser (limnisches Milieu) zu testen.

**3. Schütteltests**

Vergleichend wurden neben der modifizierten seq. Extraktion mit den Probematerialien auch kurz- und langzeitige Schütteltest durchgeführt. Die Schütteltests wurden ebenfalls so ausgelegt,

<sup>1</sup>Institut für Bodenkunde, Hamburg

daß der gelöste Sauerstoff nicht durch chemische Sauerstoffzehrung verbraucht werden konnte. Im Unterschied zu dem zweiten Oxalatschritt der seq. Extraktion kann in den Schütteltests durch Bildung frischer Fe- und Mn-hydroxide die Readsorption und Kopräzipitation von Schwermetallen auftreten. Die Differenz zwischen den Ergebnissen soll über den Umfang der immobilisierenden Effekte Aufschluß geben.

#### 4. Ergebnisse

Die Ergebnisse für Cadmium und Zink ähneln sich. Beide Schwermetalle werden schon zu 10 bis 50 % im ersten Oxalatschritt gelöst (Bild 2a) und werden den austauschbaren, karbonatischen oder an reduzierbare Phasen gebundenen Schwermetallfraktion zugeordnet (vgl. Tab. 1). Besonders die Weserprobenmaterialien geben auch im zweiten Oxalatschritt große Mengen Cadmium ab. Diese Anteile würden entsprechend dem Konzept des zweiten Oxalatschrittes den durch Resuspendierung mobilisierbaren Schwermetallanteilen zugeordnet werden. Im zum Vergleich durchgeführten Schütteltest werden diese Zink- und Cadmiumanteile nicht freigesetzt (Bild 3a). Man könnte analog also folgern, daß die im zweiten Oxalatschritt gelösten Anteile zwar mobilisiert werden, aber im Schütteltest durch Kopräzipitation und Readsorption wieder festgelegt werden. Beide Prozesse müßten dabei zeitlich parallel ablaufen.

Anders als Cadmium, wird Kupfer mit seq. Extraktion hauptsächlich im  $H_2O_2$ -Schritt gelöst (Bild 2b). Daraus kann geschlossen werden, daß Kupfer nicht durch Resuspendierung freigesetzt werden kann und sehr fest in organischer Substanz oder sulfidischen Phasen festgelegt ist. Im Schütteltest werden relativ zur Freisetzung im zweiten Oxalatschritt große Kupferanteile gelöst, diese sind aber absolut genau wie bei dem Cadmium gering (Bild 3b).

#### 5. Überprüfung der Löslichkeit der Schwermetallsulfide in den Oxalatschritten der sequentiellen Extraktion

Es wird erwartet, daß im anaeroben Milieu von Sedimenten, die organische Substanz enthalten, die Löslichkeit der Schwermetalle durch die sulfidischen Phasen kontrolliert wird. Diese sollen innerhalb der seq. Extraktion (s.o.) im  $H_2O_2$ -Schritt durch Oxidation des Sulfids gelöst werden. Unseres Wissens wurde die theoretische Löslichkeit von sulfidischen Schwermetallphasen innerhalb der Extraktionssequenz erstmalig von WALLMANN [1990] überprüft. Seine Berechnungen zeigen, daß die sulfidischen Phasen z.B. von Zink und Cobalt bis zu 100 % schon in den vor dem  $H_2O_2$ -Schritt liegenden Extraktionsschritten gelöst werden können. Die zu "frühen" Verluste an sulfidgebundenen Schwermetallanteilen innerhalb der Extraktionsfrequenz werden dabei nur durch die gelösten Sulfidgehalte (z.B. aus der Auflösung der amorphen Eisensulfide) im Extraktionsmittel begrenzt. Die in stark schwefelhaltigen Proben (marine Sedimente) am höchsten sein werden.

Den Überlegungen von WALLMANN folgend haben wir die Löslichkeit der sulfidischen Phasen innerhalb der modifizierten Extraktionssequenz berechnet. Die Ergebnisse zeigen, daß die theoretische Löslichkeit des Cadmiums so hoch ist, daß große Anteile in den beiden Oxalatschritten gelöst werden können (Bild 4a). Nur bei einem  $H_2S$ -Gehalt von 1 M bleibt Cadmium bis zum eigentlich oxidierenden Extraktionsschritt unlöslich. Das bedeutet, daß die Zuordnung zu den unterschiedlichen Schwermetallphasen sehr unsicher ist. Auf den ersten Blick scheint wenigstens Kupfer korrekt durch die Extraktionssequenz erfassbar. Aber angenommen, daß Kupfer nicht in sulfidischer Phase vorliegt und in den Oxalatschritten gelöst wird, dann kann es aufgrund der relativ hohen Löslichkeit anderer sulfidischer Phasen zu der Bildung sehr gering löslicher, sulfidischer Kupferphasen während der Extraktion kommen, wobei dann Kupfer fälschlicherweise in der durch Oxidation löslichen Fraktion vorgefunden wird. Der Wert der sequentiellen Extraktion für die Prognose von Schwermetallfreisetzungen bei Mileuwechseln wird durch diese methodischen Schwierigkeiten stark herabgesetzt.

Quellen:

CALMANO, W. 1989 : Schwermetalle in kontaminierten Feststoffen. TÜV-Rheinland  
 KERSTEN, M. 1989 : Mechanismen und Bilanz der Schwermetallfreisetzung aus einem Süßwasserart der Elbe. -Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg  
 SCHOER, J.; FÖRSTNER, U. 1987 : Abschätzung der Langlezeitbelastung von Grundwasser durch die Ablagerung metallhaltiger Feststoffe. In: Vom Wasser, 69, S. 23 - 32  
 WALLMANN, K. 1990: Die Frühdiagenese und ihr Einfluß auf die Mobilität der Spuren-elemente As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn in Sediment- und Schwebstoffsuspensionen  
 Dissertation Technische Universität HH-Harburg

Tab. 1 Forstner'sches Extraktionsschema für die Bestimmung der Schwermetallbindungsformen in Sedimenten

FRAKTION		EXTRAKTIONSMITTEL + SCHUTZDAUER
I	austauschbare	1 M NH <sub>4</sub> OAc, pH 7 - 2 std.
II	karbonatische	1 M NaOAc, pH 5 mit HOAc - 5 std.
III	leichte reduzierbare	0,1 M NH <sub>2</sub> OH.HCl, pH 2 mit 0,01 M HNO <sub>3</sub> - 12 std.
IV	mäßig reduzierbare	0,1 M Oxalatriphosphat pH 3 - 24 std.
V	sulfid-/organische	30 % H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , pH 2 - 2 std., nach dem Abdampfen rückextrahiert mit 1 M NH <sub>4</sub> OAc in 6 % HNO <sub>3</sub> (pH 2) - 12 std.
VI	residuale	offener Aushub in HNO <sub>3</sub> - 2 std.

Tab. 2 Sequentielle Extraktion zur Erfassung der Mobilisierbarkeit der Schwermetalle aus den Ablagerungen der Schlenkenkanäle

FRAKTION		EXTRAKTIONSMITTEL + SCHUTZDAUER
0	gelöste Fraktion:	Einmänge feuchter Probe (nach Abzentrifugation des Porenwassers) in Handschuhkasten unter Inertgasatmosphäre (Ar <sub>2</sub> ), ca. 0,5 g TM, Bestimmung der genauen TM durch Verrechnung mit dem Wassergehalt
1	reduzierbare Fraktion:	0,2 M Oxalatriphosphat (ohne gelöstem Sauerstoff), pH 3 (Kontrolle), 1:100, 24 Std.; Schütteln, Zentrifugation, Dekantieren, Bestimmung des Restlösungsanteils durch Wägung
II	leicht oxidierbare Fraktion:	0,2 M Oxalatriphosphat, (mit gelöstem Sauerstoff, ca. 9 mg O <sub>2</sub> /l), pH 3 (Kontrolle), 1 : 100 Feststoff zu Lösung, 15 Min., Zentrifugation, Dekantieren, Bestimmung der Restlösungsanteils durch Wägung
III	sulfid-/organische Fraktion:	30 % H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , pH 2, bei 85 °C im Wasserbad, nach dem Abdampfen rückextrahiert mit 1 M NH <sub>4</sub> OAc in 6 % HNO <sub>3</sub> (pH 2), 12 Std., Schütteln, Zentrifugation, Dekantieren, Bestimmung der Restlösungsanteils durch Wägung
IV	residuale Fraktion:	Kontigwasser/aushub - 24 Std.

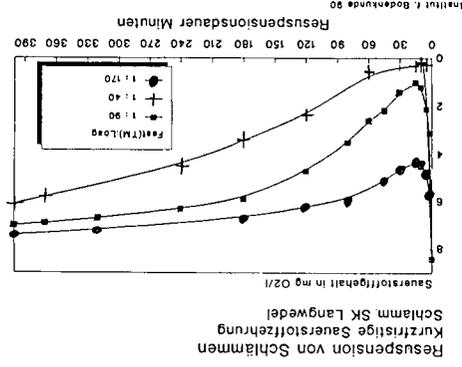
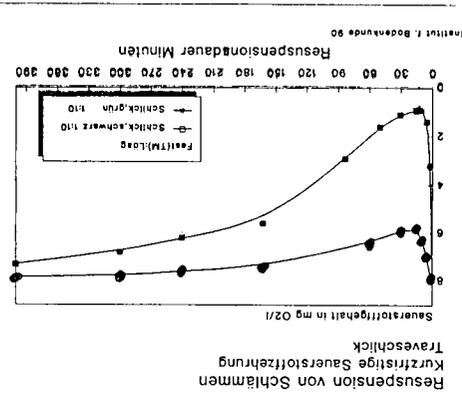


Bild 1



Tab. 2

Bild 2a + 2b

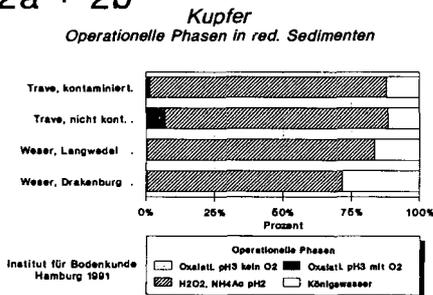
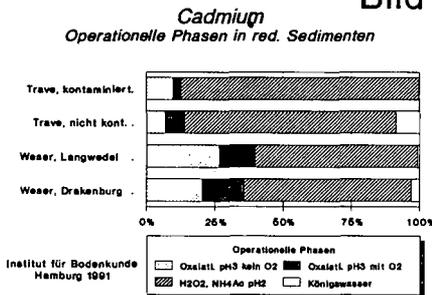
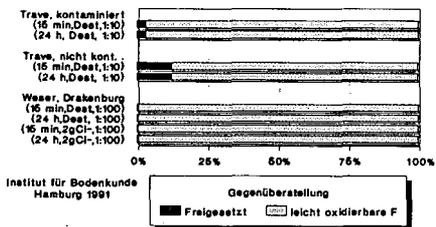


Bild 3a + 3b

**Cadmiumfreisetzung in Schüttelversuchen**  
Vergleich zu "leicht oxidierbar" gebundener Cadmiumfraktion



**Kupferfreisetzung in Schüttelversuchen**  
Vergleich zu "leicht oxidierbar" gebundener Kupferfraktion

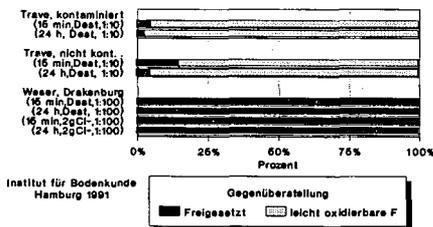
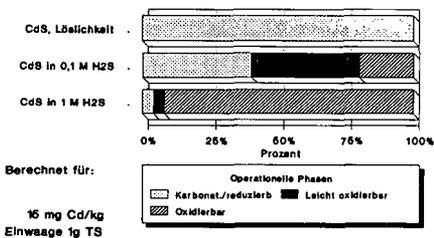


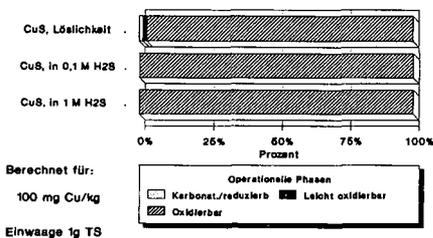
Bild 4a + 4b

**Cadmiumsulfid**  
Löslichkeit in den Extraktionsschritten



Neubearbeitet Institut f. Bodenkunde HH  
Mit Daten aus [WALLMANN 1990]

**Kupfersulfid**  
Löslichkeit in den Extraktionsschritten



Neubearbeitet Institut f. Bodenkunde HH  
Mit Daten aus [WALLMANN 1990]

**Methodische Vergleiche zur Extraktion von  
Boden-N-Fractionen**

J. Lamp, M. Basten, M. Möllering<sup>†)</sup>

**Einleitung:** Zur Überprüfung der Vergleichbarkeit der mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Nitratausträge wurden verschiedene Extraktionslösungen und Monitoringverfahren (Drän, Saugkerzen, Bodenextrakte) getestet. Ferner wurden Schnellmethoden zur kostengünstigen, flächendeckenden Abschätzung der N-Gesamtgehalte ( $N_{\text{tot}}$ ) und einer potentiell mineralisierbaren N-Fraktion ( $N_{\text{pot}}$ ) bei Felderhebungen entwickelt.

**Material und Methoden:** Der Methodenvergleich wurde anhand von Bodenproben zweier schleswig-holsteinischer Versuchsbetriebe, Philipsthal (östl. Hügelland) und Karkendamm (Geest) durchgeführt. Folgende Extraktionslösungen fanden dabei Verwendung:

Nmin:	1m NaCl <sub>2</sub> + 0.1n CaCl <sub>2</sub> -Lösung (SCHARPF 1977)
NCaCl <sub>2</sub> :	0.01m CaCl <sub>2</sub> -Lösung
NSrBr <sub>2</sub> :	0.01m SrBr <sub>2</sub> -Lösung
Nhws:	Aufschluß des 0.01m CaCl <sub>2</sub> -„Heißwasserextraktes“ nach Kjeldahl. Bestimmung von Ammonium-N mit FIA (KEENY & BREMMNER 1966; BRONNER & BACHLER 1979)
0.43n HNO <sub>3</sub> :	0.43n HNO <sub>3</sub> Lösung (Westerhoffextrakt)
Ntot:	Kjeldahl Aufschluß

**Ergebnisse und Diskussion:**

**N<sub>min</sub>:** Abbildung 1a zeigt eine hohe Korrelation zwischen den Nitratgehalten im N<sub>min</sub>-Extrakt und denen in der CaCl<sub>2</sub>-Extraktionslösung, wobei letztere aufgrund analytischer Aspekte mittlerweile bevorzugt angewendet wird. Die geringen Abweichungen beider Methoden sind ohne praktische Bedeutung.

Die auf Düngungsereignissen zurückführbaren Tiefenverlagerungsprofile von Chlorid können als Tracer für die Wasserbewegung in Böden benutzt werden. Daher wurde eine SrBr<sub>2</sub>-Lösung als Substitut für CaCl<sub>2</sub> überprüft. Wie Abb. 1B zeigt treten dabei nur sehr geringe Unterschiede auf.

Auch eine sofortige Trocknung bei 105°C führt zu keiner starken Veränderung der gemessenen Nitratgehalte gegenüber den feldfrisch extrahierten Proben (Abb. 2).

<sup>†)</sup> Inst.f. Pflanzenern.u. Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

**N<sub>pot</sub>:** Es wurden verschiedene chemische Extraktionsmethoden zur Ermittlung von N<sub>pot</sub> verglichen. Die beste Übereinstimmung mit der auf ungedüngten Versuchsvarianten durch Bilanz ermittelten N-Mineralisation erbrachte dabei die N<sub>hws</sub>-Fraktion. Eine Schnellbestimmung dieser Fraktion ist durch die photometrische Messung der Extinktion bei 430 nm möglich (Abb. 3b,c). Allerdings muß der für die beiden Versuchsbetriebe unterschiedliche Y-Achsenabschnitt der Regressionsgleichung durch lokale Nacheichungen der Schätzfunktionen berücksichtigt werden.

**N<sub>tot</sub>:** Es konnte eine hohe Korrelation zwischen der Extinktion bei 430 nm des HNO<sub>3</sub>-Extraktes und den N<sub>tot</sub>-Gehalten ermittelt werden. Jedoch muß auch diese Schätzfunktion lokal eingeeicht werden.

**Vergleich Saugkerzen, Drän und Bodenextrakt:** Diese drei Monitoringverfahren wurden auf je einer Versuchsfläche der zwei Betriebe miteinander verglichen.

In Abb. 4A und 4B sind die Ergebnisse für den Monitoringzeitraum dargestellt (oben: Bodenwassergehalte und Dränabfluß, Mitte: NO<sub>3</sub>-Gehalte im Bodenextrakt und Dränwasser, unten: NO<sub>3</sub>-Gehalte im Bodenextrakt und Saugkerzenlösung). Grundsätzlich stimmen alle drei Methoden im Trend recht gut überein, wobei die Abweichungen während einiger Zeiträume auf Beprobungsfehler und Zeitverzögerungen aufgrund von räumlich nicht ganz exakt übereinstimmenden Beprobungsstellen zurückzuführen sind.

Ferner führen Austrocknen und Wiederbefeuchten vor allem im Juni/Juli 1989 zu größeren Unterschieden der Nitratkonzentrationen. Aufgrund der unterschiedlichen Erfassung des Bodenwassers aus verschiedenen Porengrößen mit entsprechend unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung, liegen die Nitratgehalte in den Saugkerzenlösungen im Winterhalbjahr tendenziell über denen der Bodenextrakte, während im Sommerhalbjahr eher das Gegenteil der Fall ist.

Auf der tiefgepflügten Versuchsfläche in Karkendamm weisen die Saugkerzenlösungen aus dem sandigen fBs-Horizont stark erhöhte NO<sub>3</sub>-Konzentrationen auf, während diese in dem fossilen stark humosen Ah-Horizont sehr niedrig sind. Die Konzentrationen des Dränwassers und der Bodenextrakte entsprechen in etwa dem Mittelwert der Saugkerzenlösungen dieser beiden Horizonte.

#### Literatur

Bronner, H., Bachler, W., (1979): Der hydrolisierbare Stickstoff als Hilfsmittel für die Schätzung des Stickstoffnachlieferungsvermögens von Zuckerrübenböden. Landw. Forschung, 32, 255-261

Keeny, D. R., Bremner, J. M., (1966): Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. Agronomy Journal, 58, 498-503

Scharpf, H. C., (1977): Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Diss. Univ.Hannover

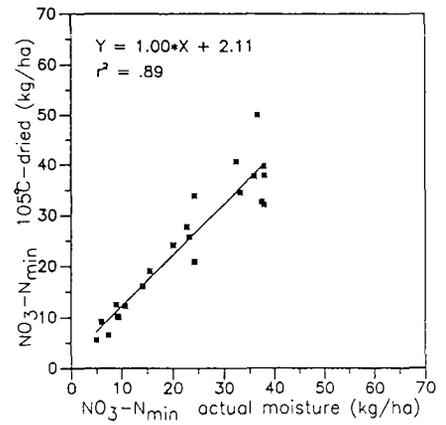
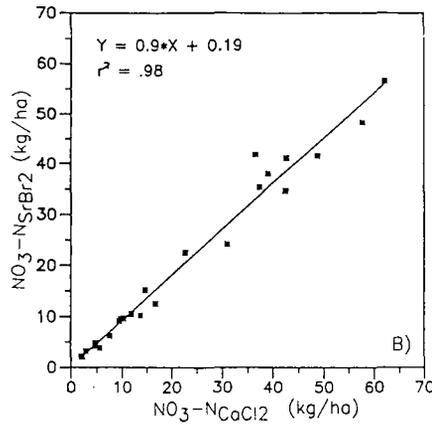
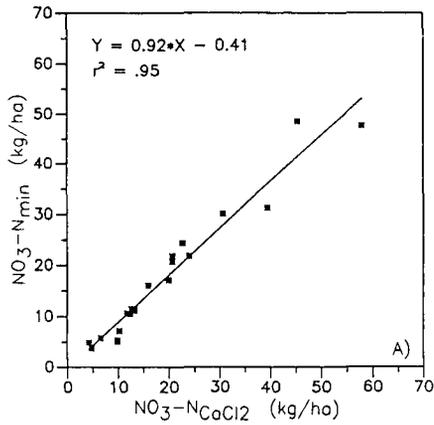


Abb. 1: Vergleich verschiedener Extraktionslösungen

Abb. 2: Einfluß der Probentrocknung

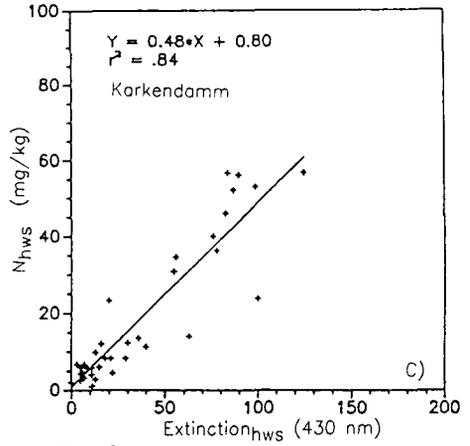
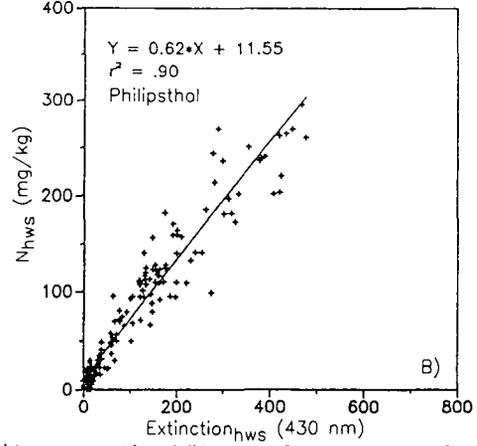
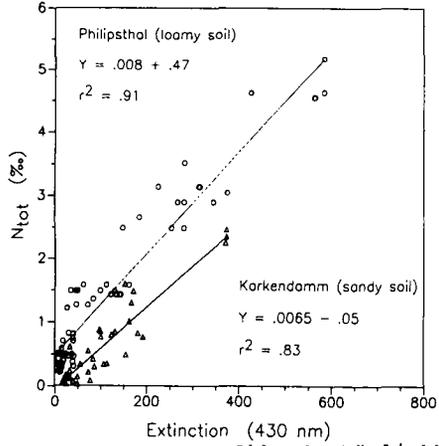


Abb. 3: Möglichkeiten zur Abschätzung der  $N_{tot}$ - und  $N_{pot}$ -Gehalte

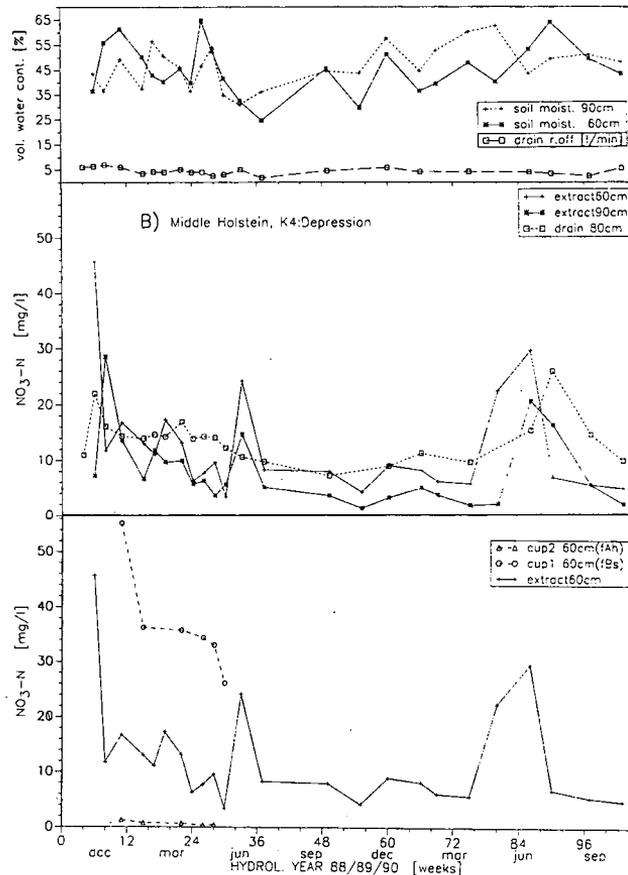
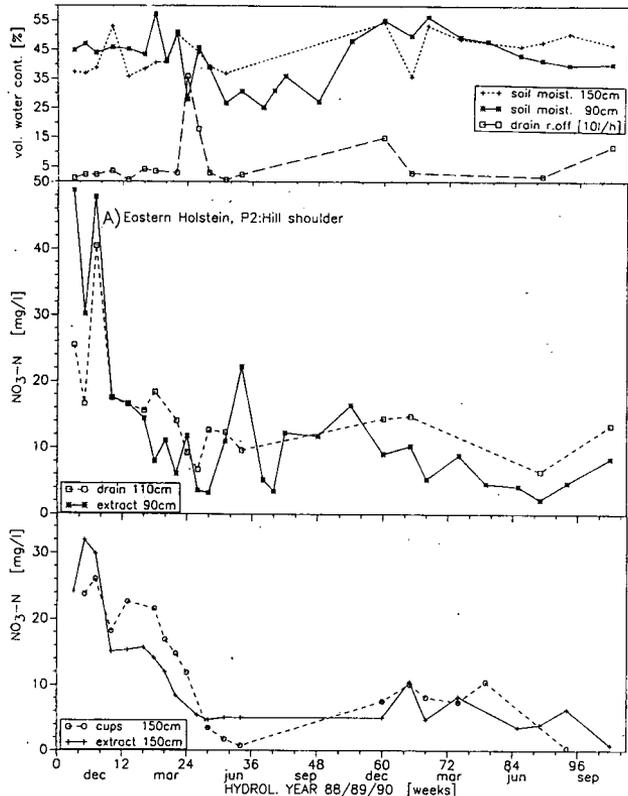


Abb.4: Vergleich von Zeitreihen der Nitratkonzentration in Dräns, Saugkerzen und Bodenextrakten

WIRKUNG VERSCHIEDENER BITUMENFILME AUF DEN WASSER- UND-  
GASHAUSHALT VON SAND- UND LÖSS- MODELLBÖDEN

VON

D. LÖTKEMÖLLER UND H.-G. FREDE <sup>1)</sup>

Die unproduktive Evaporation von Bodenwasser aus dem Wurzelraum hat als Verlustfaktor besonders in ariden Regionen große Bedeutung und kann durch den Einsatz entsprechender Bodenverbesserungsmittel beeinflusst werden. Die Verwendung von vergleichsweise preiswerten Bitumenemulsionen zielt darauf ab, durch Aufbringen der Emulsion auf die Bodenoberfläche einen die Evaporation hemmenden Film an der Grenzfläche Krume - Atmosphäre zu schaffen. Beim Kontakt mit Mineralteilchen bricht die Emulsion, so daß mit Bitumen gefüllte Menisken zwischen Einzelkörnern entstehen, die offene Poren verkleben.

1.) Ziele der durchgeführten Untersuchungen waren:

- ◆ Prüfung verschiedener Bitumenemulsionen hinsichtlich ihrer evaporationsmindernden Eigenschaften.
- ◆ Entwicklung von Qualitätskriterien für Bitumenemulsionen
- ◆ Prüfung der Wirkung von Bitumenemulsionen auf den Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre.

2.) Material und Methoden

Verwendete Bitumenemulsionen

Es wurden Emulsionen mit einem Bitumengehalt von 50 bzw 60 Gew.% verwendet. (Hersteller: CMB, Kairo)

Tab.1: Verwendete Emulsionen und Aufwandmengen

	Bitumengehalt (Gew.%)	Aufwandmenge (kg Bitumen/ha)	n
Bituplant DM2X	50	1500	3
Bituplant 22a	60	1500	3
Bituplant 22b*	60	1500	3

\*Bituplant 22b enthält einen Ölzusatz

<sup>1)</sup>Institut für Landeskultur, Senckenbergstr.3, 6300 Gießen

## Verdunstungsmessungen an Modellböden

PVC - Gefäße wurden mit Sand bzw. einem schluffreichen Löss gefüllt. (Gefäßvolumen =  $4418 \text{ cm}^3$ ; Oberfläche =  $177 \text{ cm}^2$ ;  $d_B$  Sand =  $1,41 \text{ g/cm}^3$ ;  $d_B$  Löss =  $1,46 \text{ g/cm}^3$ .) Die Proben wurden kapillar bis zur Feldkapazität aufgesättigt. Anschließend erfolgte die Applikation der Emulsionen mit einer Handspritze (Düse "Teejet 110 06"). Eine Kontrollvariante blieb unbehandelt. Durch tägliches Wiegen wurde die Evaporation bei  $30^\circ\text{C}$  und 45 % relativer Luftfeuchte ermittelt.

## Gasdiffusionsmessungen

Sauerstoffdiffusionsmessungen wurden an Sand- und Löss-Stechzylinderproben ( $250 \text{ cm}^3$ ) durchgeführt. Nach Aufgabe der Emulsionen 22b und 2 (vergleichbar mit 22a) wurden die Proben kapillar aufgesättigt und stufenweise entwässert. Nach jedem Entwässerungsschritt wurde der Diffusionskoeffizient bestimmt (Frede, 1986).

### 3) Ergebnisse

#### 3.1) Evaporation

Nach 7 - tägiger Versuchsdauer war in allen Fällen die Evaporation aus behandelten Böden geringer als diejenige aus den Kontrollgefäßen (s. Abb. 1). Bituplant 22b zeigte die stärkste Verminderung der Verdunstung. Auch für Löss war die geringste Evaporation aus den mit Bituplant 22b behandelten Gefäßen festzustellen.

#### 3.2) Mikrostruktur der Bitumenfilme

Die Mikrostruktur der auf den Böden entstandenen Bitumenfilme bietet Erklärungsmöglichkeiten für die gemessenen unterschiedlichen Verdunstungswerte: Die von der Emulsion DM2X gebildeten Filme zeigen deutlich weniger Kontaktstellen zwischen Einzelkörnern als die Filme der Varianten 22a und b. Diese haben wesentlich mehr als Brücken ausgeprägte Menisken zwischen Bodenpartikeln. Die Variante 22b zeigt diese Merkmale am ausgeprägtesten.

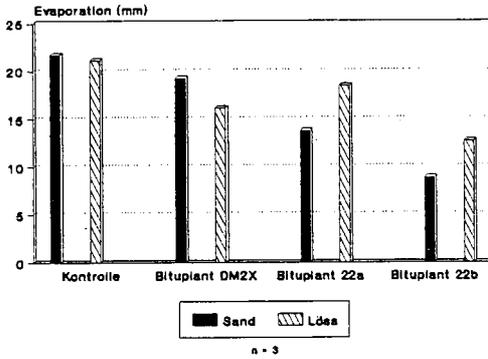


Abb.1: Evaporation nach 7 Tagen aus Sand- und Löss - Bodensäulen

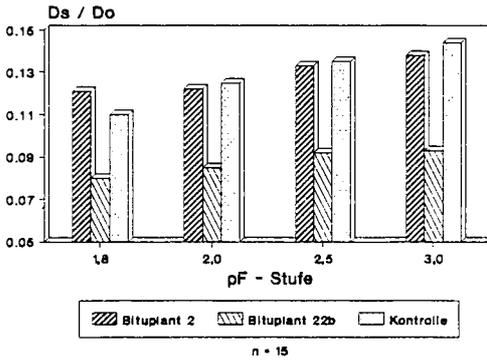


Abb.2: Relative scheinbare Diffusionskoeffizienten in Abh.v.Entwässerungsgrad der Sand - Stechzylinder

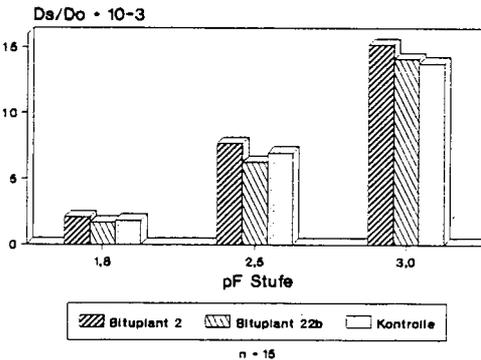


Abb.3: Relative scheinbare Diffusionskoeffizienten in Abh.v.Entwässerungsgrad der Löss - Stechzylinder

### 3.3) Gasdiffusionsmessungen

Die Werte der relativen scheinbaren Diffusionskoeffizienten  $D_s/D_0$  für Sand zeigen eine Einschränkung der Sauerstoffdiffusions für die Emulsion 22b, nicht aber für die Variante 2 (s. Abb 2).

Für die mit Emulsion behandelten Löss - Stechzylinder sind kaum Einschränkungen der Sauerstoffdiffusion gegenüber der Kontrolle festzustellen. Jedoch liegen die gemessenen Werte auch für die Kontrolle auf sehr niedrigem Niveau, da es sich um homogene, künstlich verdichtete Proben handelt, die kein Sekundärporenvolumen besitzen.

#### Zusammenfassung

- ◆ Bitumenemulsionen verminderten die Evaporation aus vegetationsfreien Modellböden in Abhängigkeit von der Bitumenqualität und Bodenart um bis zu 60 %.
- ◆ Die Qualität der Bitumenfilme ist abhängig von der Viskosität und Brechgeschwindigkeit der verwendeten Emulsionen.
- ◆ Ein Bitumengehalt von 60 Gew % erwies sich zusammen mit einem Ölzusatz als günstigste Formulierung.
- ◆ Eine Einschränkung des diffusiven Sauerstoffaustausches durch Bitumenfilme ist zwar möglich, erreicht jedoch auch unter Laborbedingungen keine kritischen Werte, so daß im Freiland nicht mit Problemen zu rechnen sein dürfte.
- ◆ Literaturrecherchen zum Persistenzverhalten von Bitumenemulsionen im Boden zeigen, daß zu diesem Fragenkomplex kaum Erkenntnisse vorliegen. Vor dem Einsatz einer Emulsion im Freiland ist daher jeweils die Umweltverträglichkeit zu überprüfen.

#### Literatur:

DIN 55946: Bituminöse Stoffe, Begriffe, Ausgabe 9, 1957

Frede, H. G., 1986: Der Gasaustausch des Bodens, Göttinger Bodenkundl. Ber. 87, 1 - 130

**Stoffhaushalt und Stoffflüsse in Boden-Catenen der Westallgäuer  
Würmmoränenlandschaft im Hinblick auf die Eutrophierung der  
Senken (bzw. Oberflächengewässer)**

von

Mickley, W. und K. Stahr \*

Die hügelige Jungmoränenlandschaft des Untersuchungsgebietes ist geprägt durch ein unmittelbares Nebeneinander von intensiv genutztem Grünland der Hänge und oligotrophen Strukturen der Senken. Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften" wird der Wasser- und Stoffhaushalt der Grünlandstandorte erforscht, um zu überprüfen, welchen Anteil die Nutzung an der Eutrophierung der Senken und Oberflächengewässer hat, wie sich Nutzungsunterschiede auf den Stoffhaushalt der Standorte auswirken und welche natürlichen Standortsunterschiede bestehen.

Die Untersuchungsstandorte liegen im Raum Leutkirch - Kisslegg - Wangen zwischen Äußerer Jungendmoräne und Innerer Jungendmoräne der würmeiszeitlichen Ablagerungen des Rheingletschers (Argenlobus). Die mächtigen Geschiebemergelablagerungen im Bereich der Inneren Jungendmoräne werden zur Äußeren Jungendmoräne hin zunehmend von glazialen, glazifluvialen und glazilimnischen Sedimenten abgelöst, die horizontal und vertikal stark wechseln. Der sehr unterschiedlichen Korngrößenverteilung steht ein recht einheitlicher Mineralbestand gegenüber. Das Klima ist kühlhumid, die Jahresniederschläge steigen mit zunehmender Höhe (650 - 710 m ü. NN) von ca 1200 bis 1400 mm an. Die Jahresmitteltemperatur liegt um 7,5 °C.

In zwei Kleinlandschaften (Blöden, Siggen) mit etwa gleicher Nutzungsintensität, aber unterschiedlicher Düngungsintensität wurden drei Varianten (betriebsüblich, reduziert gedüngt, ungedüngt) untersucht und von Juli 1987 bis Juni 1990 bezüglich des Wasser- und Stoffhaushaltes folgende Parameter erhoben:

- Klimaparameter registrierend
- Matrixpotentiale (25, 40, 80, 140, 200 cm Tiefe) wöchentlich, teils registrierend
- Stoffgehalte in der Bodenlösung (Saugkerzen in 40, 80, 140, 200 cm Tiefe) 14-täglich, im folgenden wird nur auf Nitrat und Chlorid eingegangen
- an allen Meßpunkten bodenphysikalische und -chemische Kenndaten, beide Kleinlandschaften wurden detailkartiert.
- Daten zur Bewirtschaftung wurden durch das Institut für Grünlandlehre, die Nährstoffeinträge über Dränagen in die Senkenbereiche durch das Institut für Landeskultur erhoben und zur Verfügung gestellt.

Auf dem Untersuchungsstandort Blöden (SW-Exposition, Braunerde-Parabraunerde-Assoziation) findet sich ein buntes Mosaik glazialer, glazilimnischer und glazifluviatiler Ablagerungen, die teilweise sehr durchlässig und grobporenreich sind. Hier kommt es nicht zur Ausbildung eines oberflächennahen Grundwasserkörpers, die vertikale Wasserbewegung ist vorherrschend. Zwischen dem Wasserhaushalt der Hangböden und des Moorkörpers in der Senke ist kein Austausch erkennbar. Nur während der Schneeschmelze und nach bedeutenden Niederschlagsereignissen findet kurzfristig eine Durchmischung im Senkenrandbereich statt.

Die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung weisen in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf deutliche Jahresgänge auf. Trotz negativer Gesamtbilanz auch bei betriebsüblicher Düngung (Tab.1) kommt es zu bedenklichen Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung gerade im Winterhalbjahr (Abb.1). Daraus ergibt sich ein hohes Auswaschungspotential (Tab.1). Im Senkenprofil (A3 80 cm, Abb.1) deutet sich eine Anlieferung aus tieferen Schichten an. Diese bewirkt nach Umbruch einer benachbarten Fläche gegen Ende des dargestellten Zeitraumes die erhebliche Zunahme der Chlorid- und auch der Nitratkonzentrationen (A3 Nitrat, Chlorid; Abb. 1).

Die reduzierte Düngung (Tab. 1) zeigt deutliche Auswirkungen im Stickstoffhaushalt (B1 40, 80 cm). Der Nitratgehalt der Bodenlösung nimmt im Beobachtungszeitraum kontinuierlich ab, obwohl die Witterung des Jahres 1989 die N-Mineralisation offensichtlich begünstigte. (vergl. A3). Auch das Senkenprofil der reduzierten Variante (B3, hier nicht dargestellt) ließ einen lateralen Eintrag erkennen. Hier stiegen die Nitratkonzentrationen in 200 cm Tiefe im Verlauf der drei Jahre beinahe linear an.

Tab. 1: Stickstoffbilanzen zweier Düngungsvarianten in Blöden, Angaben in [kg N/ha]

Jahr	1987		1988		1989	
	Betriebs- üblich	Reduziert	Betriebs- üblich	Reduziert	Betriebs- üblich	Reduziert
Entzug	- 356	- 311	- 392	- 280	- 474	- 452
Düngung	411,9	214,1	266	163,5	179,5	125,1
N-Depos.	15	15	15	15	15	15
N-Legum.	20	35	20	36	25	38
Saldo.	90,9	- 46,9	- 137	- 127	- 254,5	- 273,9
geschätzte Auswaschung			A3	B1	A3	B1
			77,2 - 84,9	28,1 - 40,1	87,3 - 170,3	6,2 - 15,5

Die Entzugsdaten berücksichtigen Bröckel- und Weideverluste, nicht aber Ammoniakverluste bei der Gülleausbringung. Die N-Fixierung durch Leguminosen wurde geschätzt.

Die Auswaschung ist ein Produkt aus Monatsmitteln der Stoffkonzentration und der monatlichen Sickerung. Diese ist eine Funktion der monatlichen Niederschlagsmenge und ist mittels einer linearen Regression aus den Monatswerten für einzelne Jahre abgeleitet worden. Die Monatswerte ergaben sich aus einer Simulation des Bodenwasserhaushaltes nach einem Verfahren von HUWE und v.d.PLOEG (1988) für die Periode 1960-1985. Dazu wurden Daten vom Dt. Wetterdienst Isny und Bodendaten eines Profils in Blöden verwendet.

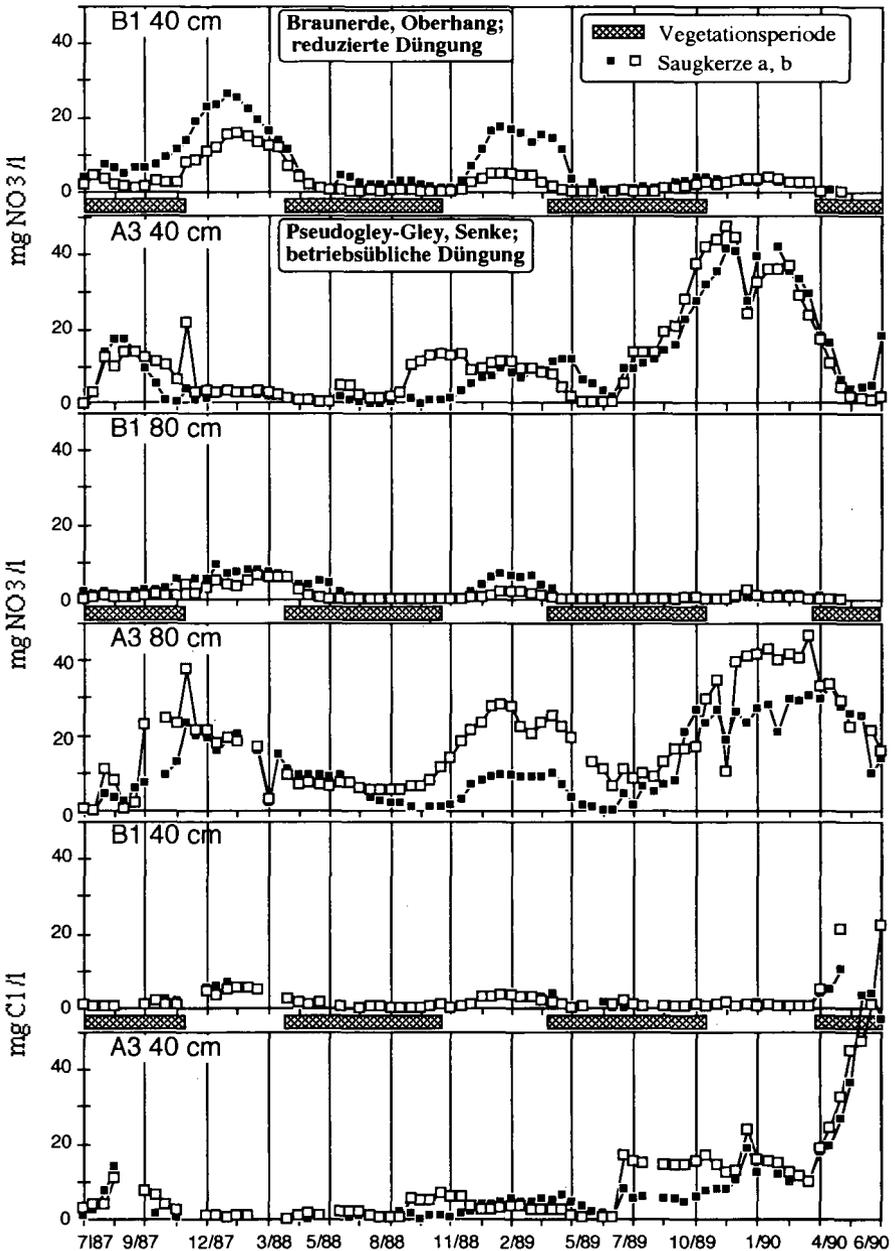


Abb. 1: Ganglinien der Nitrat- und Chlorid-Konzentrationen in der Bodenlösung als Funktion der Zeit, Tiefe und Düngung

Auf dem Untersuchungsstandort Siggen (NW-Exposition, Braunerde-Hangley-Assoziation) ist auf grobporenarmem Geschiebemergel trotz starker Hangneigung ein oberflächennaher Grundwasserkörper ausgebildet. Der Grundwasserspiegel reagiert recht schnell auf Niederschläge und es kann auch im Sommerhalbjahr sowohl in den Senken als auch an den Hängen zu Wasseraustritt kommen. Ein Jahresgang ist erkennbar. Das Hanggrundwasser steht mit dem Wasser des angrenzenden Weihers in Verbindung.

Die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung sind sehr niedrig (meist  $< 2 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ ) und auch bei betriebsüblicher Düngung nicht erhöht. Es wird vermutet, daß ein Teil der Niederschläge relativ schnell über die ehemalige, grobporenrreiche Ackerkrume und die Dränagen in die Senken abfließt und so deren Trophie beeinflusst. Diese Zufuhr ist bei organisch gebundenem Phosphor und Stickstoff von Bedeutung, insbesondere wenn unmittelbar vor Niederschlagsereignissen eine Begüllung durchgeführt wird (SEIFFERT 1989).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß der Wasserhaushalt der Hangstandorte im Untersuchungsgebiet geprägt wird durch die unterschiedliche Wasserbilanz, den Substrataufbau und die Exposition. Davon abhängig ist insbesondere der Stickstoffhaushalt und der Einfluß der Düngung auf diesen. Am Untersuchungsstandort Blöden ist ein bedeutender Nitratreintrag ins Grundwasser wahrscheinlich. Ein direkter Einfluß auf die Trophie des Senkenrandbereiches durch laterale N- und P-Einträge kann nur für den Standort Siggen angenommen werden.

#### Literatur

- HORNIG, W., MICKLEY, W., STAHR K. (1991): Genese, Eigenschaften und Verbreitung der Böden im Westallgäuer Hügelland. Jh. d. Geol. LA Ba-Wü; in Druck.
- HUWE, B., R.R. v.d.PLOEG (1988): Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushaltes von Standorten mit unterschiedlicher Nutzung. Mitt. Inst. f. Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 69, 231 S.
- PLOEG, R.R. v.d., STAHR, K., MICKLEY, W., SOESEN, I., AQUINO-MOSCOSO, O. (1989): Nährstoffumsatz und Wasserhaushalt in Grünland-Landschaften (Beispiel Allgäu). Zwischenbericht SFB 183, 1987-1989: 89-116; Universität Hohenheim
- SEIFFERT, P. (1989): Stoffeinträge aus der Landwirtschaft in kleinere Stillgewässer. Ökologie und Naturschutz, 2. Wurzacher Feuchtgebietssymposium 9.-11. Mai 1989. Ökologie und Management kleinerer Stehgewässer; Markgraf Verlag Weiersheim.

---

Wir danken der DFG für die Unterstützung dieser Arbeit im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 183 "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften", TP A2.

**Flächendeckende Abschätzung des Stickstoff- und Phosphoreintrages durch die Grundwasserneubildung sowie durch Erosionsereignisse in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR**

von

NOLTE, C. und W. WERNER <sup>1</sup>

**1. Einleitung**

Die Beladung bundesdeutscher Fließgewässer mit stickstoff- und phosphorhaltigen Verbindungen erfordert zunehmende Beachtung, da die mit ihren Wassermengen eingeleiteten Nährstoffe die Nordsee in bedrohlichem Ausmaß eutrophieren. Stickstoff und Phosphor gelangen sowohl punktförmig, durch genau lokalisierbare Einleiter (Industrie, Kanalisation), als auch diffus, durch vielschichtige Stoffverlagerungen in der Landschaft, in die Gewässer. Innerhalb einer umfangreichen Fließgewässerstudie wurde von WERNER et al. (1990) der Beitrag diffuser Quellen zum Gesamtnährstoffeintrag in Oberflächengewässer der alten Bundesrepublik ermittelt. Land- und Forstwirtschaft, als die größten Landnutzer, besitzen hierbei einen wesentlichen Anteil. Um in diesen Bereichen gezielte Strategien zur Verminderung des Nährstoffeintrages entwickeln zu können, müssen die Anteile einzelner diffuser Eintragsprozesse bekannt sein. Die damaligen politischen Verhältnisse verhinderten eine Berücksichtigung des Gebietes der ehemaligen DDR. Da der Elbe als ein wesentlicher Einleiter in die Nordsee aber erhebliche Bedeutung zukommt, wurde eine Abschätzung der diffusen Kontaminationsquellen für dieses Gebiet vorgenommen (NOLTE & WERNER, 1991). Sie bezieht sich auf das Elbeinzugsgebiet im Bereich der ehemaligen DDR. Seine Fläche besitzt einen Anteil von ca. 54 % am gesamten oberirdischen Einzugsgebiet der Elbe. Die verwendeten Daten entstammen den amtlichen Bezirks- und Kreisstatistiken (Jahrgänge 1988/89) sowie der zentral vorliegenden Statistik von landwirtschaftlichen Betrieben der ehemaligen DDR.

**2. Ergebnisse und Diskussion**

**2.1. Stickstoffeintrag durch den Übertritt von Grundwasser**

Eine großräumige Quantifizierung der durch den Übertritt von Grundwasser in die Oberflächengewässer erfolgenden N-Fracht führt am ehesten zu relevanten Schätzgrößen, wenn sowohl die Emission aus der durchwurzelten Bodenzone als auch die Immission ins Grundwasser kalkuliert wird. Die Berechnung der Immissionsfracht erfordert die Bestimmung :

- der gebietsweisen Grundwasserneubildung
- der N-Konzentration der Grundwasser-Abflußkomponenten
- der stattfindenden Reduzierung des NO<sub>3</sub> durch Denitrifikation im Untergrund

Da keine flächendeckenden Untersuchungsergebnisse dieser drei Komponenten vorlagen, mußte auf der Grundlage von Messungen in Teileinzugsgebieten auf das Gesamteinzugsgebiet der Elbe extrapoliert werden.

Bezüglich der Grundwasserneubildung läßt sich das Gebiet in 2 Großräume aufteilen :

- den Festgesteinsbereich mit 175 mm GWN
- den Lockergesteinsbereich mit 122 mm GWN

Im Festgesteinsbereich führten GABRIEL et al. (1989) langjährige Untersuchungen über die Immission umweltrelevanter Stoffe in das Grundwasser durch. Hiernach läßt sich die im Untergrund versickernde Wassermenge aufteilen in :

- a) schnell fließende Anteile, die entweder in die Vorflut entwässert werden oder nach kurzer Verweilzeit (2-20 Tage bis 1 Jahr) im Untergrund den Grundwasserabfluß speisen
- b) einen langsam fließenden Anteil, der sich mit dem in Hohlräumen porösen Gesteins vorhandenen Speicherwasser vermischt und nach längerer Aufenthaltszeit in den Grundwasserförderstrom gelangt.

<sup>1</sup> Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, 5300 Bonn

Der jeweilige Anteil beider Komponenten am Grundwasser-Förderstrom richtet sich nach der Beschaffenheit des Untergrundmaterials, nach dem Verhältnis der Grundwasserneubildungsmenge zur Mächtigkeit des Speicherraumes sowie nach dem Jahresniederschlag. Durch langjährige Meßreihen, in denen hydrologische Extremsituationen Aufschluß über die Abflußverhältnisse gaben, konnten GABRIEL & ZIEGLER (in NOLTE & WERNER, 1991) folgende im langjährigen Mittel gültigen Mengenverhältnisse der Grundwasserabflußkomponenten aufstellen :

Grundwasserneubildung = 175 mm - davon :		
schnell fließend :	über die Vorflut oder Quellabflüsse entwässert	= 80 mm
	Eintritt in den Grundwasserabfluß	= 76 mm
langsam fließend :	Eintritt in den Grundwasserabfluß nach Vermischung	
	mit dem Gebietsspeicherwasser	= 19 mm

Nach dieser Kalkulation wird der Grundwasserförderstrom zu 80 % aus schnellfließenden und zu 20 % aus langsam fließenden Komponenten gespeist. Je nach den obigen Gegebenheiten schwanken diese Werte aber zwischen 30-90 % für die schnelle und 10-70 % für die langsame Abflußkomponente. Diese differenzierte Betrachtungsweise der Grundwasserabflußdynamik ist Voraussetzung für eine Frachtenberechnung, denn die N-Konzentration der Abflußkomponenten ist sehr unterschiedlich und variiert kurzfristig z.T. außerordentlich stark in Abhängigkeit von der Bodennutzung. Gemessene Maximalwerte werden von GABRIEL et al. (1989) den schnellen Abflußkomponenten zugeordnet, Minimalwerte werden dagegen gemessen, wenn Wasser aus dem Gebietsspeicher im Grundwasserförderstrom dominiert.

Diese in eingehend untersuchten Gebieten erzielten Ergebnisse bildeten die Grundlage für die Berechnung der N-Fracht durch Grundwasserneubildung im Festgestein. Den kreisweise ermittelten Flächen der einzelnen Nutzungen wurden Bildungsmengen und N-Konzentrationen des Grundwasserabflusses zugeordnet. Es errechnet sich für die Immission unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen im Festgesteinsbereich ein Frachtwert von 39.400 t N. Dieser wird erhöht um 3.600 t N, die aus Abbau-, Ödland und Siedlungsflächen ins. Grundwasser gelangen. Diese Menge errechnet sich bei Unterstellung einer mittleren N-Konzentration im Abfluß von 6 mg N/l, was der durchschnittlichen Konzentration des Basismessnetzes der Wasserwirtschaft in der DDR entspricht. Durch diese Kontaminationsquelle werden somit insgesamt 43.000 t N pro Jahr aus dem Festgesteinsbereich in die Oberflächengewässer verfrachtet.

Die im langjährigen Durchschnitt und für das Nutzflächenmittel gültigen 39.400 t N schwanken je nach hydrologischen Bedingungen. In trockenen Jahren, wenn der Grundwasserabfluß verstärkt mit Wasser aus dem Gebietsspeicher gespeist wird, fällt der Frachtwert auf 26.700 t N, während er in feuchten Jahren, wenn die höher kontaminierten, schnellen Abflußkomponenten den Grundwasser-Förderstrom dominieren, auf 51.800 t N ansteigt. Diese auf Immissionsmeßwerten beruhende Kalkulation wurde verglichen mit einer Berechnung der N-Emission aus der Wurzelzone. Meßergebnisse über die N-Auswaschung liegen vielfältig vor, aus denen für die einzelnen Nutzungen entsprechende Werte abgeleitet wurden.

Hiermit ergab sich unter Berücksichtigung der Flächenanteile ein Frachtwert von 54.600 t N/a (Emissionsbetrachtung). Dieser stimmt gut überein mit dem höheren Frachtwert nach Immissionsmeßwerten. D.h. in feuchten Jahren ist davon auszugehen, daß die gesamte Eintragsmenge ins Grundwasser wieder in Oberflächengewässer ausgetragen wird. Im langjährigen Mittel wird dagegen ein Teil des Stickstoffs im Gebietsspeicher zwischengespeichert, wodurch das dort vorhandene Wasser zunehmend kontaminiert wird.

Die Berechnungen lassen darauf schließen, daß eine Denitrifikation im Untergrund des Festgesteinsbereiches nur von untergeordneter Bedeutung ist. Nach Auffassung von GABRIEL et al. (1989) ist dies auf den hohen Anteil sauerstoffreichen, schnell abfließenden Grundwassers zurückzuführen.

Eine derart differenzierte Berechnung der N-Immission in das Grundwasser des Lockergesteinsbereiches konnte nicht erfolgen, da die Datengrundlage hierfür nicht verfügbar war.

Eine vereinfachte Berechnung der N-Fracht aus dem Grundwasserabflußvolumen unter Heranziehung eines mittleren N-Gehaltes von 6 mg N/l im Tiefenbereich von Förderbrunnen führt zu einem Frachtwert in Höhe von 44.000 t N. Berechnet man die Emission nach demselben Verfahren wie im Festgesteinsbereich ergibt sich ein Frachtwert von 175.000 t N.

Die große Diskrepanz beider Rechenansätze läßt auf ein hohes Ausmaß an Denitrifikation im Untergrund des Lockergesteinsbereiches schließen, von dem auch vereinzelt berichtet wird (WEBER, 1991). Allerdings fehlen

hierzu umfangreichere Untersuchungen, um genauere Aussagen treffen zu können.

Für das gesamte Einzugsgebiet der Elbe errechnet sich insgesamt eine **N-Fracht in die Oberflächengewässer durch Grundwasserneubildung in Höhe von 87.000 t N.**

## 2.2. Phosphoreintrag durch Bodenerosion

Die Abschätzung dieser Kontaminationsquelle erfolgte in Anlehnung an das Vorgehen von AUERSWALD (in WERNER et al., 1990) für das Gebiet der alten Bundesrepublik. Bei der Berechnung des **Eintrags von partikulär gebundenem Phosphor** durch Bodenerosion wurde zur Quantifizierung des Bodenabtrages von Ackerflächen nach der "Allgemeinen Bodenabtragsgleichung" (ABAG) auf vorliegende statistische Daten über Hangneigungsverhältnisse, Bodenart und angebaute Fruchtarten sowie existierende Isoerodentkarten zurückgegriffen. Damit war für die 14 ehemaligen Bezirke der DDR eine vertretbare Berechnung der Einzelfaktoren der ABAG möglich, angesichts der Zielgröße Sedimenteintrag in die Gewässer, in die der Bodenabtrag nur als radizierter Wert eingeht. Grundlage der Berechnung des **LS-Faktors** bildeten Untersuchungen von SAUPE (in NOLTE & WERNER, 1991) über die Beziehung zwischen Hangneigung und Hanglänge auf Ackerflächen im Lößhügelland der DDR. Der Autor unterteilte hierbei die LN nach den Hangneigungsverhältnissen in Abtrags- und Sedimentationsflächen. Für die Abtragsflächen (n=593) wurde eine mittlere erosionswirksame Hanglänge von 275 m ermittelt. Da die Hangneigungsverhältnisse der DDR landesweit kartiert vorliegen, konnte mittels einer von SAUPE gefundenen Beziehung zwischen S- und L-Faktor für das gesamte Elbegebiet bezirksweise eine Berechnung des LS-Faktors erfolgen. Für die nördlichen Bezirke bleibt allerdings zu überprüfen, ob die von SAUPE gefundene Beziehung übertragbar ist. "Natürliche Standorteinheiten (NSTE)" ersetzen in der DDR Mitte der 60er Jahre die Ackerzahl der Reichsbodenschätzung. Die dort erfolgte Gruppierung von Böden nach ihrer Entstehungsart, bildete aber auch für die Aufstellung der NSTE die Grundlage. Damit konnten den NSTE **K-Faktoren** zugeordnet werden. Mittels vorhandener Daten über die Einteilung der LN in NSTE wurden für das Elbegebiet bezirksweise K-Faktoren berechnet.

Die laut Betriebsstatistik (ANONYM, 1988, zit. in NOLTE & WERNER, 1991) angebauten Fruchtarten wurden zu Fruchtartengruppen zusammengefaßt, denen **C-Faktoren** zugeordnet wurden. Die in Bayern gültigen C-Faktoren wurden dabei pauschal um 10 % erhöht, da der relative Bodenabtrag aufgrund der Großschläge, der Trennung von Pflanzen- und Tierproduktion sowie der schlechteren Anbautechnik in der DDR höher eingeschätzt wurde.

Mit dieser Vorgehensweise wurde für das Gebiet der DDR eine im langjährigen Gebietsmittel gültige Bodenabtragsmenge von 4,6 t/ha und Jahr berechnet, die zwischen den Bezirken von 1-14 t/ha schwankt. Unter Berücksichtigung der zum Elbeinzugsgebiet zugehörigen Flächenanteile ergibt sich für dieses Gebiet eine Bodenabtragsmenge von 16,5 Mio Tonnen.

Zur Berechnung flächendeckend gültiger **Gesamt-P-Gehalte im Oberboden** wurden die für die LN jedes Betriebes der Pflanzenproduktion (n=1233) vorliegenden Daten der Versorgung des Bodens mit DL-löslichem Phosphat herangezogen. Hieraus ließen sich Bezirksmittel über den Anteil der Ackerflächen an den P-Versorgungsstufen berechnen. Die Umrechnung von DL-P- in Gesamt-P-Gehalte wurde anhand einer aus Versuchen abgeleiteten Beziehung zwischen dem düngungsbedingten DL-löslichen Phosphat und dem in anorganischer Bindung vorliegenden Phosphat bei Unterstellung eines Anteils von 70 %  $P_{\text{anorg}}$  an  $P_{\text{ges}}$  vorgenommen. Damit errechneten sich Gesamt-P-Gehalte von 59-72 mg P/100 g Boden, bei einem Anteil von DL-P an  $P_{\text{ges}}$  zwischen 13 und 20 %. Dieser Variationsbereich läßt sich durch Untersuchungen bestätigen.

Die Kalkulation der **Nährstoffanreicherung** während des Bodenabtragsprozesses erfolgte nach folgender Gleichung:

$$ER = 2,53 \times A^{0,21}$$

Hiernach befinden sich je nach Höhe des Bodenabtrags im letztlich gewässerbelastenden Material 1,4-2,5 mal mehr Nährstoffe als im Ausgangsboden.

Die Beladung der Nordsee mit partikulärem P erfolgt durch die in der Elbe **transportierte Sedimentfracht**. Diese Menge wurde berechnet mittels einer in Bayern gefundenen Beziehung zwischen dem mittleren Bodenabtrag nach ABAG im Einzugsgebiet und der gemessenen Sedimentfracht im Gewässer:

$$SED = 700 + 8,5 \times A_{Ez} \times A^{0,5}$$

$A_{Ez}$  : oberirdisches Einzugsgebiet des Gewässers (km<sup>2</sup>)

$A$  : mittlerer Bodenabtrag im Einzugsgebiet nach ABAG (t/ha)

Die Kalkulation für Gewässer mit 1000 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebieten, die als soweit ausgebaut angenommen werden, daß keine weitere Frachtenreduzierung durch Sedimentation erfolgt, ergibt eine Sedimentfracht in der Elbe von 1,2 Mio t/a. Die Berechnung des partikulären P-Eintrags erfolgte bezirksweise nach der Formel :

$$\text{SED pro km}^2 \times \text{km}^2 \text{ Ackerland} \times \text{Ges-N/P-Gehalt im Ackerboden} \times \text{ER}$$

Damit errechnet sich für endständige Wassereinzugsgebiete mit einem permanenten Fließgewässer, deren Einzugsgebietsgröße mit 18 km<sup>2</sup> unterstellt wurde, eine Eintragsmenge in partikulärer Form von 4.500 t P/a. Die Kalkulation für 1000 km<sup>2</sup> große A<sub>EB</sub> ergibt eine in der Elbe transportierte Fracht partikulären Phosphors von 1.400 t P/a.

Die in gelöster Form eingetragene P-Menge errechnet sich aus einer oberflächlich abfließenden Wassermenge im Elbegebiet von 4 Mrd m<sup>3</sup>, von der unterstellt wird, daß 50 % = 2 Mrd. m<sup>3</sup> in die Gewässer gelangen. Diese Wassermenge ergibt sich bei 662 mm mittlerem Jahresniederschlag aus einer Anzahl von 14 erosiven Regen, deren mittlere Niederschlagsintensität mit 16 mm/h angenommen wurde.

Die P-Konzentration im Oberflächenabfluß beträgt nach der von AUERSWALD (1989, zit. in NOLTE & WERNER, 1991) aufgestellten Beziehung ( $Pl_e = -0,024 + 0,007 \times P\text{-CAL}$ ) zwischen gelöster und gebundener P-Menge im Schüttelversuch bei DL-P-Gehalten von 8-14 mg P/100 g Boden im Mittel 0,65 mg P/l. Dadurch gelangen insgesamt 1.600 t P/a in gelöster Form in die Gewässer.

Der gesamte P-Eintrag durch Bodenabtrag beläuft sich somit auf 6.100 t P/a (Bezugsbasis 18 km<sup>2</sup> A<sub>EB</sub>). Untersuchungen über die gelöste Nährstofffracht in Gewässern der ehem. DDR (BEHRENDT, 1988, zit. in NOLTE & WERNER, 1991) erlauben eine Kontrolle der hier berechneten P-Fracht. Der Autor schätzte mit einer völlig anderen Methodik einen diffusen P-Eintrag in Höhe von 5.000 - 10.500 (ø 8.100) t P/a. Nach pauschaler Umrechnung auf die Fläche des Elbeinzugsgebietes wären das im Mittel 6.000 t P.

### 3. Zusammenfassung

Die Auswaschung von Nitrat aus der Wurzelzone, die zur Kontamination des Grundwassers führt sowie der Bodenabtrag sind die wesentlichen Prozesse für den diffusen Eintrag von Stickstoff- und Phosphorverbindungen in Oberflächengewässer des Elbegebietes.

Durch die Grundwasserneubildung werden 87.000 t N/a = 64 % des gesamten diffusen N-Eintrags, der auf insgesamt 136.000 t N geschätzt wurde, in die Elbe eingeleitet.

Durch Bodenabtrag und oberflächlich abfließendes Wasser gelangen 6.100 t P/a, d.h. 60 % der insgesamt abgeschätzten 10.200 t diffus eingetragenen P-Menge, in die Gewässer.

Diese für das Gesamteinzugsgebiet der Elbe berechneten Frachten aus beiden Kontaminationsquellen konnten anhand vorliegender Untersuchungen auf den Festgesteinsbereich hinreichend genau extrapoliert werden. Für die Berechnung der Frachten im Lockergesteinsbereich war der Zugang zu Untersuchungsdaten zum Bearbeitungsstand der Studie dagegen begrenzt. Ob hier die Verhältnisse durch die dargelegte Vorgehensweise hinreichend genau erfaßt werden konnten, bedarf einer weitergehenden Überprüfung.

### LITERATUR

GABRIEL, B., G. ZIEGLER, M.SCHULTZE, R. KUNZMANN, J. BUFE, H. FISCHER, A. POHL, R. Wasserwirtschaftsdirektion Saale-Werra, Forschungsbereich Erfurt, 122 S.

NOLTE, C., & W., WERNER, (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR, agrarspectrum : Schriftenreihe Bd. 19

WERNER, W., H.-W. OLFS, K. AUERSWALD, K. ISERMANN (1990) : Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen", In: HAMM, A. (1990) : Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Umweltbundesamt - Forschungsvorhaben Wasser 102 04 356/03, 665-764

Die Studie erfolgte im Auftrag des Umweltbundesamtes (Forschungsvorhaben: Wasser 102 04 382). Für die finanzielle Unterstützung sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Einfluß von Struktur und Feuchte an der Bodenoberfläche auf Teilprozesse und Gesamtdynamik der Bodenerosion

von

Potratz, K. u. A. Skowronek<sup>\*)</sup>

Einleitung

Kombinierte Labor- und Freilandexperimente mit Regensimulation an verschiedenen Lößböden (Pararendzina, Parabraunerde, Pseudogley) unter Schwarzbrache haben gezeigt, daß das Erosionsgeschehen in verschiedene Einzelprozesse wie Luftsprengung, Aggregatzerfall, Verschlämmung und Regentropfenerosion bzw. Oberflächenabfluß, Bodenablösung, Transport und Bodenabtrag untergliedert werden muß (POTRATZ et al. 1991). Diese Prozesse bedingen sich z. T. gegenseitig und werden in ihrer Intensität entscheidend durch den Anfangszustand der Bodenoberfläche, besonders durch Feuchte und Aggregatgröße beeinflusst.

Bodenmaterial und Versuchsmethodik

Grob- und feinnaggregierte sowie verschlämmte Oberflächen einer Pararendzina wurden jeweils in lufttrockenem (pF 6) und feuchtem (pF 1,9; langsam vorbefeuchtet) Zustand mit einer Intensität von 40 mm/h eine Stunde lang beregnet. Die Bestimmung der gesättigten Wasserleitfähigkeit als Maß für die Verschlämmung erfolgte nach Beregnung im Labor, ebenso die Quantifizierung der Regentropfenerosion. Oberflächenabfluß und Bodenabtrag dagegen wurden durch Beregnung von - in gleicher Weise strukturierten und trockenen bzw. vorbefeuchteten - Freilandparzellen (10 m x 1,5 m) ermittelt.

Regentropfenerosion und gesättigte Wasserleitfähigkeit (Abb. 1 u. 2; Tab. 1)

Der starke Anstieg der Bodenablösungsrate der lufttrockenen feinnaggregierten Oberfläche ist auf Luftsprengung zurückzuführen. Die grobagggregierte lufttrockene Oberfläche erweist sich als weniger empfindlich gegenüber diesem Teilprozeß (Abb.1). Die äußerst geringen Ablösungsraten der vorbefeuchteten feinnaggregierten und grobagggregierten Oberflächen belegen ihre hohe Stabilität. Von der vorbefeuchteten verschlämmten Oberfläche wird über die gesamte Beregnungszeit gleichmäßig viel Bodenmaterial abgelöst. Die noch höher ansteigende

<sup>\*)</sup> Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Bodenablösungsrate der lufttrockenen verschlammten Oberfläche ist durch Luftsprennung in der Verschlämmungskruste zu erklären.

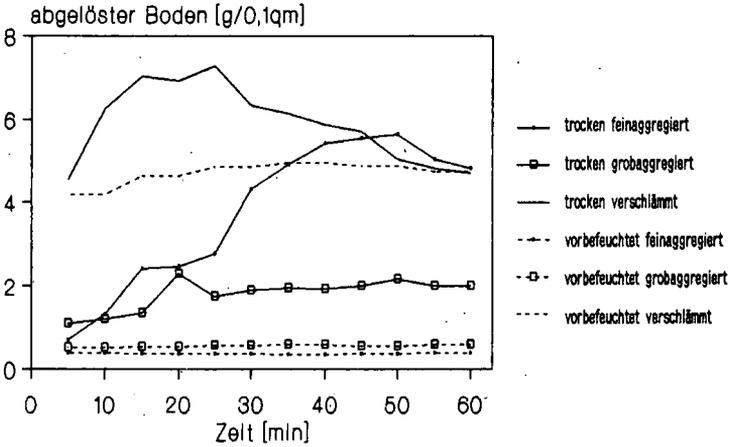


Abb. 1 Verlauf der Bodenablösungsraten

Der extreme Wasserleitfähigkeitsunterschied zwischen den vorbefeuchteten und lufttrockenen Varianten ist auf Luftsprennung, Aggregatzerfall und Verschlämmung in der lufttrockenen Oberfläche zurückzuführen (Tab. 1). Die vorbefeuchteten Aggregate sind stabil geblieben, sie besitzen deshalb sehr hohe Leitfähigkeiten. Letztere nehmen mit der Aggregatgröße zu. Abb. 2 dokumentiert die drastische Abnahme der Wasserleitfähigkeit als Folge von Verschlämmung.

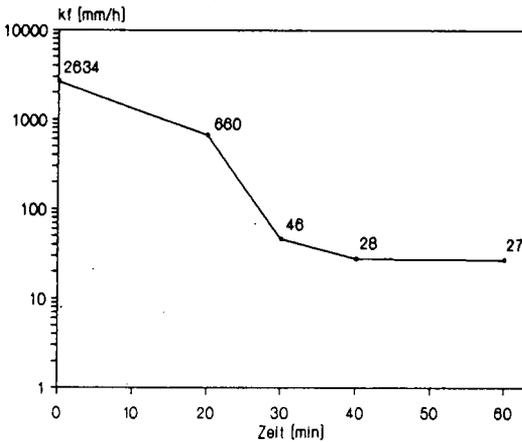


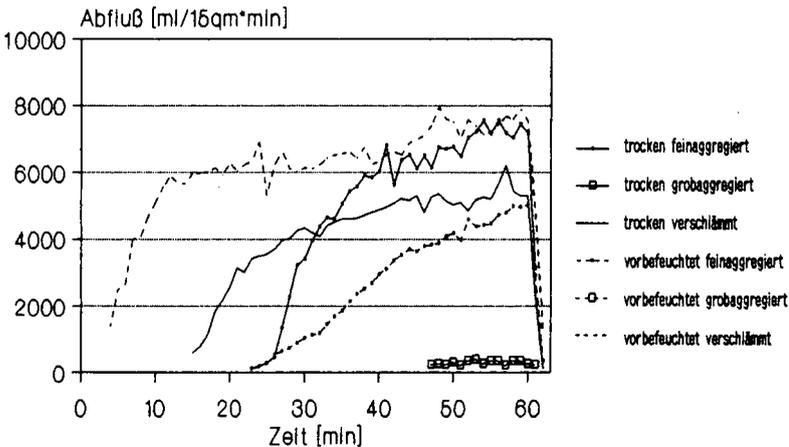
Abb. 2 Änderung der Wasserleitfähigkeit eines Aggregatgemisches (gewogener mittlerer Durchmesser 6,7 mm; lufttrocken)

**Tab. 1** Gesättigte Wasserleitfähigkeit [mm/h] verschiedener Aggregatgemische nach einstündiger Beregnung

		lufttrocken	vorbefeuchtet
gewogener	4,3	19	1208
mittlerer	6,7	27,5	2417
Durchmesser	12,7	40,4	3917

**Oberflächenabfluß (Abb. 3)**

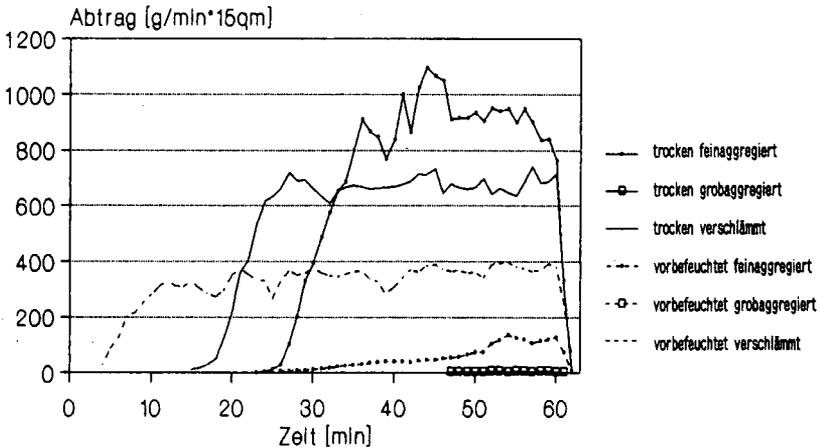
Auf den verschlammten Oberflächen kommt es infolge geringer Wasserleitfähigkeit der Verschlämmungskruste relativ früh zu Oberflächenabfluß. Ebenso weisen die feinaggregierten Oberflächen Abfluß auf, der jedoch bei der vorbereuchteten geringer ist. Der Abfluß der grobaggregierten lufttrockenen Variante beginnt erst sehr spät und ist auch sehr gering. Die vorbereuchtete grobaggregierte Oberfläche besitzt hohe Wasserleitfähigkeit, so daß kein Oberflächenabfluß entsteht.



**Abb. 3** Entwicklung des Oberflächenabflusses

**Bodenabtrag (Abb. 4)**

Auf den lufttrockenen feinaggregierten bzw. verschlammten Varianten sind die Bodenabtragsraten höher als auf den entsprechenden vorbereuchteten Varianten, da es bei letzteren nicht zu Luftspregung gekommen ist und deshalb weniger ablösbares Bodenmaterial zur Verfügung steht. Sehr deutlich ist auch die abtragsmindernde Wirkung der groben Aggregation.



**Abb. 4** Entwicklung des Bodenabtrags

#### Zusammenwirken der Teilprozesse (Gesamtdynamik)

Es wird deutlich, daß je nach Ausgangszustand der Bodenoberfläche zu Beginn eines Starkregens unterschiedliche Prozeßabfolgen auftreten. So erzeugen die Teilprozesse Luftsprennung, Aggregatzerfall, Regentropfenerosion und Verschlämzung auf einer feinaggregiert-trockenen Oberfläche einen hohen Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. Dagegen entsteht auf einer grobagggregiert-feuchten Oberfläche wegen des Ausbleibens von Luftsprennung und Verschlämzung kein Abfluß und Abtrag.

#### Danksagung

Wir danken dem Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, der diese Untersuchungen im Rahmen des "Programms für eine umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen" finanziert.

#### Literatur

POTRATZ, K., U. HENK & A. SKOWRONEK (1991): Luftsprennung, Aggregatzerfall und Verschlämzung als wichtige Prozesse der Erosionsdynamik - Ergebnisse von Starkregensimulationen an Lößböden. - Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd.89:21-33.

Nitratverlagerung nach Umbruch von Leguminosen-Feldfutterbeständen in biologisch-dynamischen Betrieben

von  
Hans-Jürgen Reents<sup>1)</sup>

Problem und Methoden

In Zusammenhang mit der Diskussion über die zunehmenden Nitratkonzentrationen im Rohwasser für die Trinkwassergewinnung wird in dem Leguminosenanbau eine Quelle für verstärkten Nitratreintrag ins Grundwasser gesehen.

Um abschätzen zu können, ob sich aus dem mehrjährigen Feldfutterbau, wie er in ökologisch bewirtschafteten Betrieben durchgeführt wird, in diesem Sinne ein Problem ergibt, wurden im April 1990 in 18 biologisch-dynamischen Betrieben Böden auf Nitrat untersucht.

Die Probenahme erfolgte im Winterweizen, der in der Regel nach 2-jährigem Klee- oder Luzernegras angebaut wurde. Dabei wurden die Proben nach Möglichkeit bis zu einer Tiefe von 180 cm entnommen, um das über den Winter aus dem oberen Wurzelraum verlagerte Nitrat zu erfassen.

Ergebnisse und Diskussion

Aus der Sicht des Grundwasserschutzes sind die Nitratmengen im Profil unterhalb von 90 cm relativ günstig zu beurteilen, in nur 4 Fällen wird ein Wert von 45 kg Nitrat-N/ha überschritten, davon 2x nach dem Umbruch von Futterleguminosen (1, 16.2). In den anderen Fällen stand einmal Winterweizen nach Kartoffeln und Rüben (8.2) bzw. Zwiebeln nach Winterweizen mit Zwischenfrucht.

Das nach den Messungen ermittelte relative Nitratmaximum gibt an, in welchem Bereich des Profils es zu einer Akkumulation gekommen ist. Anhand der Feldkapazität und des Niederschlags sollte mit Hilfe des von RENGIER et al. (1989) aufgestellten Nomogramms die Verlagerungstiefe des im Herbst gebildeten Nitrats geschätzt werden, um zu prüfen, wie weit sich das gefundene Nitratprofil mit dem Verlagerungsmodell erklären läßt.

Wenn es auch für eine genauere Überprüfung des Modells notwendig gewesen wäre, die Horizonte weiter zu differenzieren, so findet man in mehreren Fällen eine Übereinstimmung, die auf den Zusammenhang von Nitratbildung im Herbst und beobachtetem Nitratmaximum schließen läßt. Es handelt sich dabei vorwiegend um sandigere Standorte.

Die Fälle starker Abweichungen zwischen gemessenen Werten und den

---

<sup>1)</sup> Institut für biologisch-dynamische Forschung, Brandschneise 5, 6100 Darmstadt  
jetzt: Koordinator für ökologischen Land- und Gartenbau der TUM-Weihenstephan, 8050 Freising

## Anbaubedingungen

Hof Nr.	Vor-Vorfrucht	Vorfrucht	Umbruch Datum	Saat Datum	Düngung* dt bzw m <sup>3</sup> /ha
1a	Getreide	Kleegr.	16.09.	25.09.	75 Kleie
4.1	Haf.Erb.	2j.Kleegr.	5.11.	14.11.	--
4.2	Haf.Erb.	Kart.	5.11.	14.11.	MK (V)
5	Roggen	2j.Kleegr.	15.10.	17.10.	--
6	Rog.Haf.	2j.Kleegr.	11.10.	11.10.	100 MK(H)
17	Roggen	2j.Kleegr.	15.10.	20.10.	2x100 MK(F)
18	Futterrü.	Ackerb.	26. 9.	20.10.	-
7.1		Ausfallb.	10.10.		
		Kleegr.	16.10.	20.10.	12 J(H) 12 J(F)
8.1 <sup>b</sup>		2j.Kleegr.	25. 9.		400 M(H)
		Wickrog.	10. 3.		
8.2	2j.Kleegr.	Kart.Rüb.	18.11.	20.11.	200 M(H)
8.3 <sup>c</sup>	Kart.	W.Weizen			
		Haf.Erb.Wi.	20. 2.		
10 <sup>d</sup>	W.Weizen	überj.	21. 7.	10. 9.	150 MK(H)
		Kleegr.			
11	Haf.Erb.Ger.	1j.Kleegr.	3.10.	4.10.	15 G(F)
12	Haf.Erb.Ger.	2j.Luz.	15. 9.	15.10.	150 MK(H)
			15.10.		
13.1	Haf.Erb.Ger.	2j.Kleegr.	15.10.	23.10.	270 MK(H)
					15 G(F)
13.2	Haf.Erb.Ger.	2j.Luz	2.10.	23.10.	270 MK
					15 G(F)
14	W.Weizen	2j.Kleegr.	24.10.	26.10.	J(F)
15	Hafer	1j.Kleegr.	28. 9.	13.10.	25 (F)
16.1	Möhren	2j.Kleegr.	13.10.	14.10.	20 G(F)
16.2 <sup>e</sup>	Roggen	2j.Luz.	15.11.	-	
2		4j.Kleegr.	27.10.	29.10.	-
3	Roggen	2j.Luzgr.	23.10.	5.11.	-

Hauptfrucht zum Zeitpunkt der Untersuchung:

a) Wintergerste, b) Vorbereitung für Kartoffeln, c) Steckzwiebeln, d) Dinkel, e) Möhren

\*) Düngung:

M = Mist, MK = Mistkompost, G = Gülle, J = Jauche,

H = Herbstgabe, F = Frühjahrsgabe, V = zur Vorfrucht

Ergebnissen der Modellrechnung treten vor allem auf lehmigen bis schluffig-lehmigen Standorten auf. Aus der Kenntnis der speziellen Verhältnisse dieser Standorte (Nr. 14,15,16,17,2,3) könnte es damit erklärt werden, daß eine Versickerung in größerem Ausmaß in Schrumpfrissen, Regenwurm- und Wurzelröhren stattgefunden hat, die in dem Modell nicht berücksichtigt sind. Nur unter diesen Voraussetzungen bestünde ein Zusammenhang zwischen dem gefundenen Nitratmaximum im Unterboden und den herbstlichen Umsetzungsbedingungen im Oberboden.

Andererseits ist die Versickerung unter 2-jährige Leguminosen-Feldfutterbau sehr stark reduziert, so daß die Nitratmaxima in ca. 120 cm Tiefe auf den Lößböden noch auf die Vorfrucht zurückgeführt werden können. Dies wäre auf präziserer Datengrundlage zu überprüfen.

### Wasserhaushalt und Nitratverteilung

Hof Nr.	Bo-den-art	Pro-fil-tiefe cm	FK 1m mm	Nieder-schlag mm	Nitrat kg NO <sub>3</sub> -N/ha		relatives Nitratmaximum		gesch Verl. tiefe cm*
					0-90 cm	90-180 cm	Tiefe cm	kgN ha	
1	S	180	160	354 <sup>g</sup>	20.5	48.5	150-180	20	180
4.1	sL	180	330	280 <sup>d</sup>	74.3	15.0	30-60	30	50
4.2	U	180	340	280 <sup>d</sup>	62.2	30.4	60-90	27	50
5	uL	180	360	375 <sup>d</sup>	21.6	13.4	150-180	5	60
6	sL	180	300	310 <sup>d</sup>	26.2	13.9	30-60	10	75
17	uL	180	360	300 <sup>d</sup>	16.1	15.9	90-120	8	50
18	uL	90	360	350 <sup>d</sup>	16.6	-	60-90	7	70
7.1	IS	150	270	312 <sup>g</sup>	32.0	22.8	60-120	13	80
8.1	sL	180	320	444 <sup>g</sup>	212.0	39.9	30-60	87	100
8.2	sL	150	320	444 <sup>g</sup>	71.6	45.8	90-120	25	100
8.3	stL	180	360	444 <sup>g</sup>	117.1	52.2	150-180	18	90
10	tS	120	240	300 <sup>d</sup>	34.4	2.8	30-60	19	80
11	l'S	120	190	350 <sup>d</sup>	21.0	7.3	30-60	10	120
12	IU	180	370	300 <sup>d</sup>	47.8	23.4	60-90	27	50
13.1	utL	90	420	320 <sup>d</sup>	51.2	-	60-90	16	50
13.2	tL	90	440	320 <sup>d</sup>	39.3	-	60-90	17	50
14	uL	180	370	320 <sup>d</sup>	19.5	25.5	90-150	9	60
15	uL	180	360	320 <sup>d</sup>	19.7	21.5	90-120	7	60
16.1	IU	180	370	300 <sup>d</sup>	13.3	24.7	120-150	10	50
16.2	utL	180	390	300 <sup>d</sup>	169.5	47.5	120-150	15	50
2	uL	180	360	350 <sup>d</sup>	40.1	28.6	90-150	19	60
3	uL	180	360	362 <sup>g</sup>	47.1	33.5	90-120	22	60

\* ) geschätzte Verlagerungstiefe nach dem Modell von M.RENGER et al.

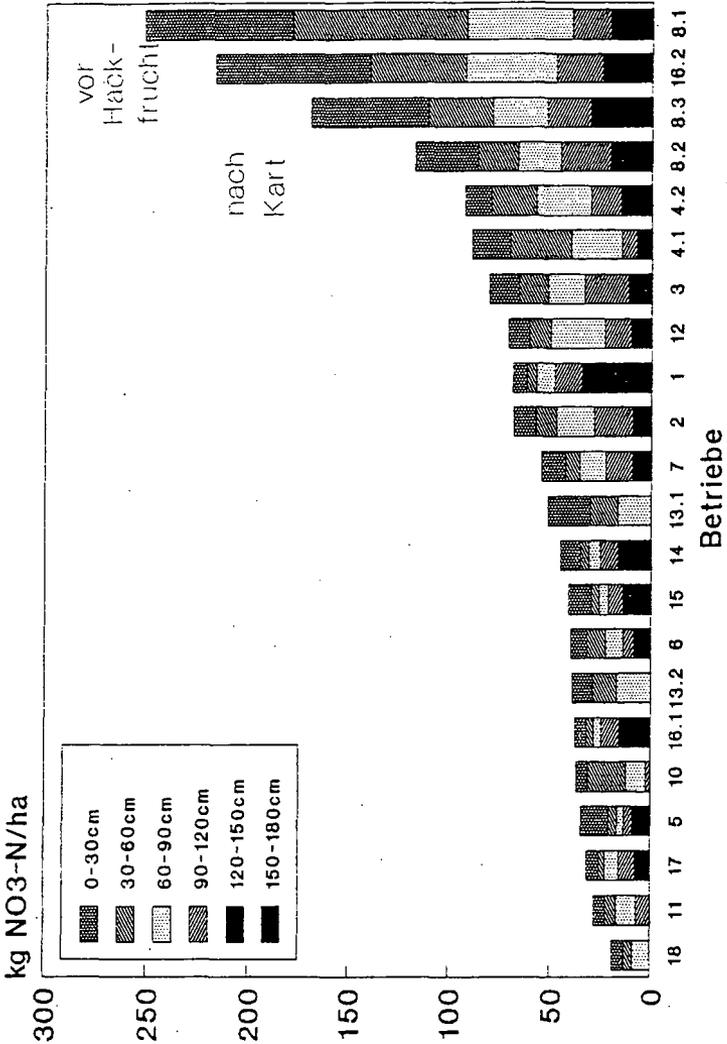
g) gemessene Werte vom 1.9.89 bis April 90

d) Durchschnittswerte nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes aus benachbarten Wetterstationen

Als Konsequenz für den Anbau zeigt diese einmalige Erhebung, daß bei der üblichen Fruchtfolgegestaltung die Nitratkonzentrationen im Unterboden bis zum Frühjahr durch die Mineralisation nach dem Leguminosenumbruch kaum erhöht wurden, wozu u.a. der späte Umbruch im Herbst beiträgt. Diese generelle Aussage gilt nicht für sehr durchlässige Böden (z.B. Nr.1).

Die Gefahr einer erhöhten Nitrat auswaschung war eher gegeben, wenn von der genannten Fruchtfolge: Feldfutter - Winterweizen abgewichen wurde, z.B. Kombinationen mit Hackfrüchten. Für eine angemessene Beurteilung muß in Zukunft verstärkt die Gesamtfruchtfolge betrachtet werden.

### Nitrat im Boden unter Winterweizen nach Leguminosen u.a. Vorrüchten



## Einfluß von Makroporen auf den Stofftransport in einem Ackerboden

von  
Rehding, Ch. und W. Durner\*

### **Einführung**

Die Existenz von Makroporen und ihre Bedeutung für den schnellen Transport von Wasser und nicht sorbierenden Tracern im Boden ist oft beschrieben worden (Beven u. Germann, 1982). Freilanduntersuchungen sollen im folgenden die Frage beleuchten, ob hydrophobe organische Umweltchemikalien gemäß ihrer Hydrophobie nahe der Bodenoberfläche zurückgehalten werden oder ob es in Makroporen zu einem by-pass vorbei an den Sorptionsplätzen kommt (Jury et al., 1986) und somit zu einer Tiefenverlagerung der Substanzen, die nach herkömmlichen Modellvorstellungen nicht zu erwarten war.

### **Material und Methoden**

#### STANDORT UND INSTRUMENTIERUNG DES MESSFELDES

Zur Erfassung von Wasser- und Stofftransport wurde ein Ackerstandort mit etwa 40 Tensiometern, 40 Saugkerzen und 5 "Tunnel-Lysimetern" ausgestattet. Die Geräte wurden von einer Grube (11x2x2 m) ausgehend horizontal in den Boden eingebracht. Die Bodenart am Standort ist ein lehmiger Sand; die  $C_{Org}$ -Gehalte gehen von 1% im Oberboden (0-30cm) bis auf 0.1% im Unterboden (>45cm) zurück. Genaue Angaben zu Standorteigenschaften und räumlicher Verteilung der Geräte finden sich bei Durner et al. (1991).

#### "LYSIMETER"-AUFBAU

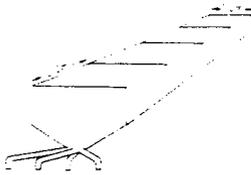


Abb.1 Lysimeter

Der von uns verwendete Lysimetertyp zur Erfassung des frei drainenden Wassers ist in Abb.1 dargestellt. Er ist aus Edelstahl gefertigt und besteht aus 4 Kammern à 20x20cm mit je einer Ablaufröhre aus jeder Kammer. 1mm-Stahlsiebe auf den Lysimeterkammern stützen den darüberliegenden Boden.

Die Lysimeter wurden ausgehend von der Grube horizontal in den Boden eingebaut; dazu wurde ein Schacht von 21x21cm 90cm weit horizontal in den Boden gestochen, das Lysimeter eingebracht und mit seiner angeschärften Oberkante 0.5cm in den darüberhängenden Boden eingedrückt, so daß der Boden auf den Stahlsieben aufliegt. Gegen die Grubenwand wurde der Schacht wieder mit Bodenmaterial verfüllt. Die Bodenstruktur oberhalb des Lysimeters wird durch diese Einbauweise nicht gestört.

Lysimeter wurden in den Tiefen 15, 30, 45, 60 und 90 cm unter Flur in den Boden eingebaut.

EXPERIMENT

Neben Bromid als Tracer wurden die Phthalsäureester Dimethylphthalat (DMP,  $K_p=30$  l/kg) und Diethylphthalat (DEP,  $K_p=80$  l/kg) ausgebracht (Tab. 1).

Ausbringung:	Menge [mmol/m <sup>2</sup> ]	Konzentration [mmol/l]
DMP	8.5	3.
DEP	6.	2.

Tab.1 Ausbringung der Phthalate

Die Substanzen wurden am 2.11. mit 250l Wasser auf einer Fläche von ca.15x5m versprüht. Die weitere Verlagerung erfolgte unter den natürlichen meteorologischen Bedingungen (Abb.2). Niederschlagssummen und maximale Intensitäten zwischen den Lysimeterbeprobungen sind in Tab.2 aufgelistet.

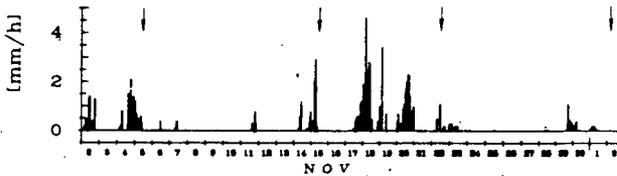


Abb.2 Niederschlagsverteilung im Versuchszeitraum, → Probenahmezeitpunkte der Lysimeter

Beprobungszeitraum	2.-5.11.	5.-15.11.	15.-22.11.	22.11.-2.12.
Regenmenge [mm]	20.	14.	55.	7.
max.Intensität [mm/h]	2.1	2.9	4.6	1.1

Tab.2 Niederschlagsmengen und max.Intensitäten zwischen 2 Beprobungszeitpunkten

Der Bodenfeuchtezustand im Versuchszeitraum lag bei pF-Werten zwischen 1.6 und 1., was in unserem Boden Wassergehalten von 20 bis 27 Vol%, bzw. Wassersättigungen von 70 bis 90% entspricht.

Neben Wassermengen und Phthalatkonzentrationen wurden in den Lysimeterproben partikuläre Substanz und DOC bestimmt, um deren Bedeutung für die Verlagerung der Phthalate zu erfassen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Lysimeterkammern zeigen eine hohe räumliche Variabilität sowohl der aufgefangenen Wassermengen als auch der Konzentrationen an DEP (Abb.3). Zwischen Wassermengen und Konzentrationen der einzelnen Lysimeterkammern besteht kein Zusammenhang (Abb.4). Im Mittel steigt mit zunehmender Niederschlagsmenge die Menge an Wasser, die in den Lysimetern aufgefangen wird (Abb.5).

Die Konzentrationen in den Lysimeterwasserproben liegen deutlich über den Konzentrationen in der Bodenmatrix. Abb.3 zeigt den raschen Transport der Phthalate bis in eine Tiefe von 60cm gegenüber einer konvektiv-dispersiv modellierten maximalen Eindringtiefe von 15cm bei Versuchsende.

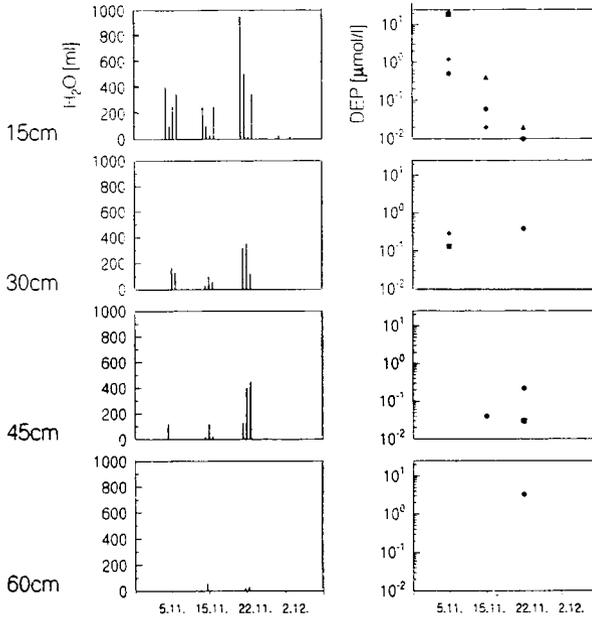


Abb.3 Wassermengen und DEP-Konzentrationen in den Lysimetern der Tiefen 15-60cm zu den Probenahmezeitpunkten (Tiefe 15cm: Daten aus 4 Lysimeterkammern, Tiefe 30 und 45cm: je 3 Kammern, Tiefe 60cm: 2 Kammern)

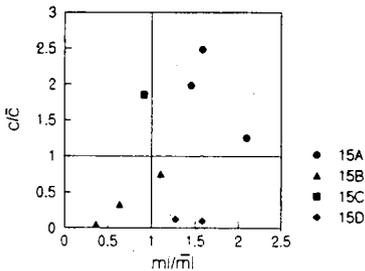


Abb.4 relative Konzentration an DEP als Funktion der rel. Wassermenge in einer Lysimeterkammer

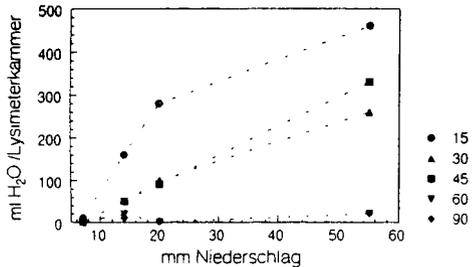
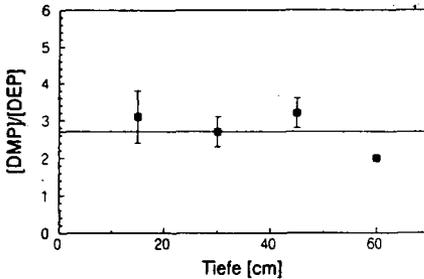


Abb.5 Abhängigkeit der Wassermenge von der Niederschlagsmenge (Mittelwerte aus den Lysimeterkammern einer Einbautiefe)

Der Transport der Phthalate erfolgt gelöst: sowohl partikuläre Substanz mit Konzentrationen <0.1g/l als auch DOC (<50mg/l) stellen keine bedeutenden Adsorbentien dar.

Das Verhältnis der Konzentrationen von DMP und DEP (relativ zu ihren Ausgabekonzentrationen) bleibt sowohl über die Zeit als auch über die Tiefe in allen Lysimeterkammern konstant (Abb.6) und entspricht dem reziproken Wert des Verhältnisses der  $K_p$ -Werte.



*Abb.6 Konzentrationsverhältnis DMP/DEP in Abhängigkeit von der Bodentiefe (Mittelwerte und Standardabweichung in den einzelnen Tiefen, Tiefe 15cm: n=9, Tiefe 30cm: n=4, Tiefe 45cm: n=2, Tiefe 60cm: n=1)*

### Schlussfolgerungen

Bevorzugte Fließpfade führen zu einer deutlichen Verlagerung der Phthalate in große Bodentiefen.

Es kommt beim Transport durch die bevorzugten Fließpfade nicht zu einem by-pass, sondern zur Interaktion der Chemikalien mit der Bodenmatrix, jedoch nicht zu einer chromatographischen Auftrennung von DMP und DEP.

### Dank

Die Arbeit wurde im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durch das Umweltbundesamt (F+E-Vorhaben 107 01 016/03) gefördert.

### Literatur

- Beven, K. u. P. Germann (1982): Macropores and water flow in soils. *Water res.res.* 18(5), 1311-1325.
- Durner, W., Ch. Rehding u. R. Herrmann (1991): Transport eines Tracers in einem ungestörten Ackerboden unter natürlichen Bedingungen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft*, diese Ausgabe.
- Jury, W. A., H. Elabd u. M. Resketo (1986): Field study of napropamide movement through unsaturated soil. *Water res.res.* 22(5), 749-755.

## Verlagerung und Abbau von Nitrat in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes

G. M. Richter, J. Richter<sup>1</sup>

Unterschiede im Austrag von Nitrat aus Böden lassen sich anhand von Daten zu landwirtschaftlicher Nutzung, Bodeneigenschaften und Witterung berechnen. Der Nitratabbau läßt sich ungleich schwerer quantifizieren. Gemessene Tiefenprofile in einem Wassereinzugsgebiet bei Hannover deuten auf Nitratabbau und gleichzeitige Sulfat-Produktion durch die Aktivität des *Thiobacillus denitrificans* in der ungesättigten Zone hin. Im Rahmen eines BMFT-Forschungsvorhabens (BEO 039121 A-C) soll dieser für den Aquifer des Fuhrberger Feldes untersucht und modellierte Prozeß (Böttcher et al., 1990) für die ungesättigte Zone in den untersuchten Gebieten quantifiziert werden. Damit sollen die Modelle "Nitrataustrag aus dem Wurzelraum" und "Stofftransport im Grundwasser" (Aschenbrenner et al., 1991) zwecks Prognose der Rohwasserqualität gekoppelt werden.

### Methodik

Zur Lokalisation und Quantifizierung der Denitrifikation im Unterboden von [Pseudogley-]Parabraunerden und Gleyen durch einfache Bilanz- und Modellrechnungen wurden "Tracer"-Versuche (Mikroplöt 3\*3 m<sup>2</sup>, 500 kg/ha Nitrat-N und Chlorid in Lösung, 1 l/m<sup>2</sup>) angelegt. Die Proben wurden zunächst (≤ 1m) als Mischprobe aus 6-8 Einstichen mit einem 3teiligen Bohrstock in 10 -20 cm Schichten, später (≤ 3m) mit einer Bohrschappe aus einer Einzelbohrung gewonnen. Begleitend wurde durch verschiedene Inkubationsversuche im Labor Reduktionspotentiale (Vorrat an reduzierten Verbindungen) und Umsatzraten untersucht.

### Ergebnisse und Diskussion

#### Nitratprofile der Mikroplots

Am Beispiel einer Pseudogley-Parabraunerde (Abb. 1) werden die Nitratprofile aus zwei Winterperioden erläutert. Nach Anlage des Versuchs im November 1989 wird unter Brache eine mittlere Nitrat-Verlagerung um 40 cm und um weitere 20 cm bis 1/90 bzw. 3/90 festgestellt. Unter die Beobachtungsgrenze von 90 bzw. 100 cm werden nur 10 bzw. 20 kgN/ha ausgewaschen. Der Nitratgehalt wird unter Berücksichtigung von anfänglichem Vorrat, N-Mineralisation und Nitratverlagerung bilanziert. Im März '90 ergibt sich eine deutliche Differenz zwischen Saldo und Messung (80 bis 100 kg N/ha). Angesichts des Variationskoeffizienten der Anfangsgehalte von 10 % ist dieser Schwund von 20 % des Nitrat-Gehaltes bereits gesichert. Die Immobilisation von Nitrat ist aufgrund der schnellen Auswaschung aus dem Oberboden von untergeordneter Bedeutung. Gegen

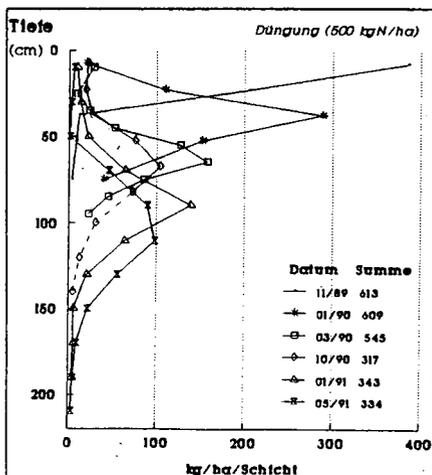


Abb. 1: Gemessene Nitratgehalte im Bodenprofil einer Pseudogley-Parabraunerde

<sup>1</sup>Inst. f. Geographie & Geoökologie, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

die Nitratammonifikation spricht die Präsenz von Ammonium (Payne 1981, S. 21). Bis zum Oktober '90 wird eine deutliche Verbreiterung und Verringerung der "peak"-Fläche nach wechselnder Tiefenverlagerung und kapillarem Aufstieg über den Sommer festgestellt. In die Bilanz gehen Nitrataustrag (ca. 50 kgN/ha) - berechnet aus der Sickerwasser- und der mittleren Nitrat-N-Konzentration und Netto-Mineralisation (80 kgN/ha) ein. Die Differenz zwischen resultierendem Saldo und Messung (317 kgN/ha) in Höhe von ca. 200 kgN/ha bestätigt sich in den folgenden Messungen. Der Mineralisations-Immobilisations-"turnover" von Stickstoff durch vorübergehenden und auf dem Mikroplot belassenen Unkrautaufruchts im Sommer 1990 bleibt dabei unberücksichtigt. Das Defizit von > 200 kg N/ha muß zum großen Teil durch Denitrifikation bedingt sein, da auch Massenfluß von Nitrat aus dem inneren Mikroplot in die bewachsene Umgebung unwahrscheinlich erscheint. Die simulierte Netto-Evaporation (E-N) der unbewachsenen Fläche betrug ca. 50 mm, was der gemessenen Abnahme der Wasserspeicherung im selben Zeitraum um ca. 65 mm im oberen Meter entspricht.

Die weitere Verlagerung von Nitrat unter einem Winterweizen-Bestand um insgesamt ca. 30 cm bis zum Mai 1991 ist mit einem verlangsamten Nitratabbau verbunden, der aber aufgrund von Variabilität und Bilanzierungsproblemen nicht sicherbar ist. Unterhalb von 90 cm ist für diesen Zeitraum kein Abbau von Nitrat nachweisbar. Möglicherweise ist die Trockenheit und damit bessere Belüftung des Profils sowie die Kälteperiode mit Frost bis 30 cm Tiefe Ursache dafür.

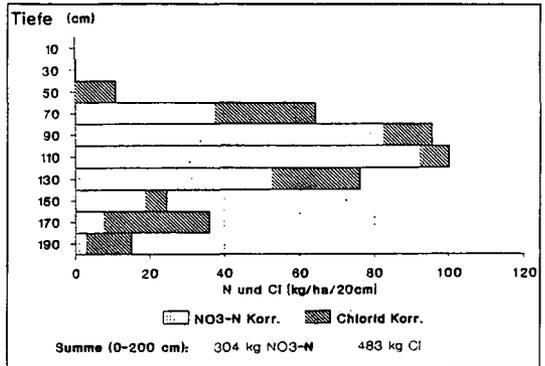


Abb. 2: Korrigierte Nitrat- und Chloridgehalte im Profil der Pseudogley-Parabraunerde im Mai 1991.

Insgesamt ergibt sich im Zeitraum Januar bis Oktober 1990 ein Nitratschwund von ca. 300 kgN/ha aus dem Vergleich von Saldo und Messung. Diese Größenordnung des Nitratabbaus wird durch den Vergleich mit dem Chlorid-"tracer" bestätigt. Die um die Hintergrund-Gehalte korrigierten Nitrat- und Chlorid-Gehalte (Abb. 2) des "Mikroplots" weisen eine Differenz von etwa 180 kg N/ha auf. Rechnet man die N-Mineralisation in der vegetationslosen Zeit (Nov. 1989 - Okt. 1990) von etwa 120 kgN/ha hinzu, so ergibt sich ohne Berücksichtigung der N-Immission für diesen Standort und Zeitraum ein Defizit von ca. 300 kgN/ha, das als Denitrifikation interpretiert werden kann. Aus der *in situ* Halbwertszeit wird ein effektiver Reaktionskoeffizient von 0.0026 Tag<sup>-1</sup> berechnet. <sup>15</sup>N-Versuche zur Bestätigung dieser Untersuchungen sind in Vorbereitung.

### Reduktionspotentiale für Nitrat im Brutversuch

Zur Modellierung des Nitratabbaus im Boden werden Informationen insbesondere über den Vorrat an C<sub>org</sub> oder reduzierten Schwefel-Verbindungen, kurz Reduktionspotential für Nitrat genannt, sowie über das Ausmaß der Anaerobie im Boden benötigt.

Abb. 3 zeigt am Beispiel eines Gleyprofils den typischen **Kurvenverlauf des kumulativen Nitratabbaus** während der Inkubation (mod. Methode nach Stanford & Smith, 1972, MOD S&S). Der Verlauf der Denitrifikation in Proben in und unterhalb der Krume ist deutlich verschieden. Während die Denitrifikation im Unterboden nach Erschöpfung des Reduktionspotentials praktisch zum Erliegen kommt, wird im Oberboden infolge des

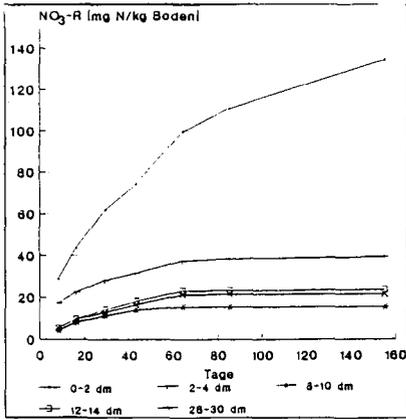


Abb. 3: Kumulativer Nitratabbau im Brutversuch bei 20°C (MOD S&S)

großen Reservoirs an organischem Kohlenstoff Nitrat weiter reduziert. Für die Nitratreduktion im Unterboden ergibt sich ein Abbau 1. Ordnung mit einem Reaktionskoeffizienten von  $0.022 \text{ Tag}^{-1}$  bei 20 °C.

Im Vergleich zur modifizierten Stanford & Smith Inkubation wurde im Brutversuch mit kontinuierlicher Überstauung (SUB H2O) eine schnellere Reduktion von Nitrat und ein 4-5 mal so hohes Reduktionspotential gefunden (Abb. 4). Insbesondere die dabei beobachtete langsame Reduktion von Sulfat läßt auf eine vollständige Anaerobie im Überstau-Versuch schließen. Sie kann nicht nur eine höhere Umsatzrate zur Folge haben (Justin & Kelley, 1978), sondern auch andere Verbindungen, wie z.B.  $\text{Fe}^{2+}$  zur Nitrat-Reduktion bereitstellen.

Die Denitrifikation unter den weniger anaeroben Versuchsbedingungen (MOD S&S) geht direkt mit der Sulfat-Produktion einher und findet ihr Ende bei Erschöpfung der reduzierten Schwefelverbindungen. An mehreren Proben des Unterbodens kann mit  $0.85 \text{ Mol SO}_4^{2-}/\text{Mol NO}_3^-$  das von Kölle et al. (1985) gefundene Mol-Verhältnis von ca. 0.7 bestätigt werden (Abb. 4). Im Bereich des Grundwassereinflusses (>150 cm) ist das Sulfatbildungsvermögen erheblich höher. Die Frage nach dem Vorrat reduzierten Schwefels läßt sich für den Standort mit der Nitrat-Reduktion (Abb. 1) erst ansatzweise beantworten, da hier nur der Gesamtschwefelgehalt bekannt ist. Dieser ist in den Schichten, in denen Nitratschwund beobachtet wird, ausgesprochen hoch, so daß die Denitrifikation durch den Th. denitrificans plausibel wäre. Ein Vergleich von mehreren Proben zeigt, daß das Sulfatbildungsvermögen ( $S_{\text{red}}$ ) etwa 7-17 % des Gesamt-Schwefel ( $S_{\text{t}}$ ) beträgt (Abb. 5). Der Anteil leicht verfügbarer reduzierter Schwefelverbindungen am Gesamtschwefel kann in der ungesättigten Zone sehr viel geringer als in Proben des Grundwasserbereichs sein (P42\_3, \_15, Kölle et al., 1985).

Die Kernfrage der *in situ*-Reduktion von Nitrat ist die nach dem Ausmaß der Anaerobie im ungesättigten Boden. Ein Blick auf die Wassergehalte in der ungesättigten Zone bestätigt, daß im Versuchszeitraum nur selten Phasen einer vollständigen Sättigung des Bodens mit Wasser eingetreten sind. Modellvorstellungen könne dahin gehen, daß 1.) die makroskopische Sauerstoff-Verteilung in Winterprofilen auch in wenig strukturierten Böden anaerobe Kompartimente wahrscheinlich macht und 2.) die Ausprägung dieser Kompartimente in Abhängigkeit von Respirationsrate und Größe sehr unterschiedlich sein kann. Der "makroskopische" Reaktionskoeffizient von  $0.0026 \text{ Tag}^{-1}$  für den *in situ*-

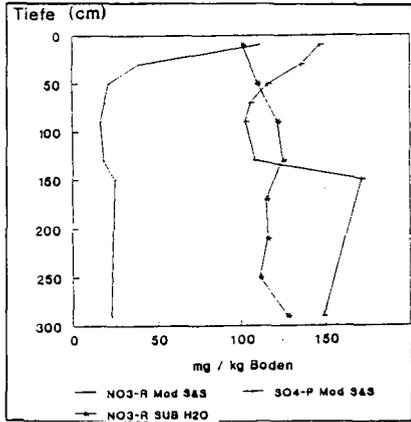


Abb. 4: Mit unterschiedlichen Methoden ermittelte Reduktionspotentiale für Nitrat und Sulfatbildungsvermögen

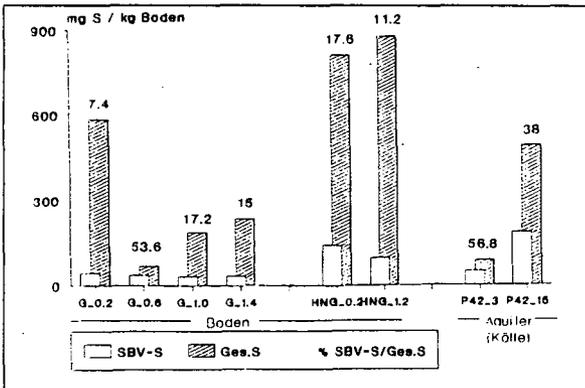


Abb. 5: Sulfatbildungsvermögen von Proben aus Boden und Aquifer in Beziehung zum Gesamt-S-Gehalt

Abbau von Nitrat ist im Vergleich zum potentiellen niedrig. Das legt nahe, daß die *in situ*-Anaerobie im ungesättigten Boden dieser Pseudogley-Parabraunerde nicht sehr stark ausgeprägt ist. In engumgrenzten Bereichen kann die Anaerobie sehr wohl so stark sein, daß neben reduziertem Schwefel auch andere reduzierte Stoffe für die Denitrifikation zur Verfügung stehen. Thermodynamisch gesehen können zwar Eisen II und Nitrat nicht zur gleichen Zeit am

gleichen Ort bestehen. Es ist aber durchaus möglich, daß Nitrat in den Außenbereich stark anaerober Kompartimente hinein diffundiert und dann reduziert wird. Legt man das im Unterboden für mäßig anaerobe Bedingungen gefundene Reduktionspotential von 20 mgN/kg Boden für die Deckschicht von 200 cm zugrunde, so wird bei einem jährlichen Nitrataustrag von 26 kgN/ha das Nitratreduktionsvermögen nach etwa 20 Jahren erschöpft sein. Eine höhere Wassersättigung des Bodens kann das Reduktionspotential infolge der stärkeren Ausprägung der Anaerobie erhöhen.

### Zusammenfassung & Schlußfolgerungen

Nach der Differenz aus errechnetem Saldo und Messung kann in der ungesättigten Bodenzone unter Brache - aber auch unter einem Winterweizenbestand - bis zum Frühjahr ca. 20 % des im Herbst vorhandenen Nitrats denitrifiziert werden. Die **Denitrifikation findet bereits in einer Tiefe von 40 - 60 cm** bei einer mittleren Abbaurate von 0.22 mg N kg<sup>-1</sup> Boden Tag<sup>-1</sup> statt. Diese im Vergleich zu den Brutversuchen um eine Größenordnung geringere Abbaurate **verdeutlicht den Einfluß der mikroskopisch und zeitlich variablen Anaerobie** auf die Nitrat-Reduktion im Boden.

Der Vorrat an reduzierten Verbindungen (S<sub>red</sub>, C<sub>org</sub>, Fe<sup>2+</sup>) im Unterboden ist abhängig vom Ausmaß der Anaerobie und entspricht unter ungesättigten Bedingungen maximal einem Reduktionspotential von 20 mg NO<sub>3</sub>-N/kg Boden, das mittelfristig durch den Nitrataustrag erschöpft wird.

Weitere Untersuchungen sollen die klein- und großräumige Variabilität des Reduktionspotentials zum Ziel haben. Ziel der Modellentwicklung und deren Validierung muß die Bestimmung des anaeroben Bodenvolumens sein. Seine Beziehung zum Wassergehalt des Boden wäre bei gleichzeitiger Quantifizierung des Nitratabbaus zu klären.

### Literatur

- Aschenbrenner, F., G.M. Richter, J. Richter (1991) Modeling groundwater quality in an agriculturally used water catchment. Environ. Geology and Water Science, angenommen zur Publikation.
- BMFT-BEO 039121 A,B,C (1991) Berichte zum Forschungsprojekt "Nitrataustrag aus Böden ins Grundwasser unterschiedlich belasteter Trinkwassereinzugsgebiete Niedersachsens"
- Böttcher, J. O. Strebel, W.H. Duynisveld (1990). Microbial denitrification in the groundwater of a sandy aquifer: Kinetics and stream tube model. Mitteilgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 60: 265-270.
- Justin, P. & D.P. Kelley (1978). Metabolic changes in *Thiobacillus denitrificans* accompanying the transition from aerobic to anaerobic growth in continuous chemostat culture. J. Gen Mikrobiol. 107: 131-137
- Kölle, O. Strebel, J. Böttcher (1985). Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. Water Supply 3: 35 - 40.
- Payne, W.J. (1981) Denitrification. J. Wiley & Sons.

Zur Beziehung zwischen Bodeneigenschaften, Verschlammungsanfälligkeit  
und Infiltration

von

Roth, C. H. und T. Eggert<sup>1)</sup>

**Einleitung**

Der Einfluß, den die Oberflächenverschlammung auf die Verringerung der Infiltration hat, ist durch zahlreiche Untersuchungen bereits belegt worden (Edwards & Larson, 1969; Morin & Benyamini, 1977). Einen rezenten Überblick geben Muallem et al. (1990). Allerdings wurden in der Vergangenheit diese Untersuchungen vorwiegend in Gebieten mit leicht zur Verschlammung neigenden Böden oder aber mit hohen Niederschlagsmengen und -intensitäten durchgeführt (Agassi et al., 1981; Roth, 1985).

In unseren Breiten neigen besonders die schluffreichen und ackerbaulich intensiv genutzten Lößböden zur Verschlammung (Roth et al., 1989). Die dadurch verminderte Infiltration kann dann Auslöser von Abfluß und Bodenabtrag sein (Roth et al., 1988).

Während die Wirkungen von Verschlammungen schon hinreichend untersucht wurden, bestehen noch Wissenslücken hinsichtlich der Bedeutung bestimmter Bodeneigenschaften für den Prozess der Verschlammung. Diese Arbeit soll deshalb einen Beitrag zur Klärung der Zusammenhänge zwischen Bodeneigenschaften und Verschlammungsanfälligkeit liefern.

**Material und Methoden**

Untersucht wurden Proben von zwei Lößböden aus Adenstedt (20 km südwestlich von Hildesheim), die aus mit Zuckerrüben bestandenen Ackerkrumen entnommen wurden. Es handelte sich hierbei um eine erodierte Löß-Parabraunerde (Boden 1) und um eine Pseudogley-Braunerde aus Schwemmlöß (Boden 2). Dabei wurden jeweils Proben aus konventionell bestellten Flächen (KMS) als auch durch Mulchsaat (MOS) bestellten Flächen genommen. Einige der chemischen und physikalischen Bodenkennwerte sind in Tab. 1 zusammengefasst. Die beiden Böden und die Varianten der Saatbettbereitung wiesen nur geringfügige Unterschiede im Humusgehalt und in der Körnung auf, so daß damit gleichzeitig die Trennschärfe der verwendeten Methoden zur Kennzeichnung der Verschlammungsanfälligkeit geprüft werden sollte.

<sup>1)</sup> Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

Tabelle 1: Chemische und physikalische Bodenkennwerte der untersuchten Böden

Variante	Org. Substanz (% C)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	S-Wert (mval/100g)	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)
Boden 1, KMS	1,1	7,3	11,8	1,7	80,8	17,5
Boden 1, MOS	1,3	6,5	7,4	2,2	81,6	16,2
Boden 2, KMS	1,3	7,4	17,6	13,6	65,1	21,3
Boden 2, MOS	1,4	7,3	16,1	9,0	71,2	19,8

Die Verschlammungskennwerte wurden aus Infiltrationskurven abgeleitet, die aus der Messung des Abflusses in Beregnungsversuchen mit simuliertem Niederschlag berechnet wurden. Die Anpassung der Infiltrationskurven mit einer abgewandelten Horton-Gleichung ( $I = a \cdot e^{-b \cdot E_{kin}} + c$ , mit  $I$ -Infiltrationsrate in mm/h,  $E_{kin}$ -kinetische Niederschlagsenergie in  $J/m^2$ ) lieferte folgende Kennwerte: Verschlammungsparameter  $\beta$  (= Krümmung der Kurve  $b$ ), Endinfiltrationsrate  $I_f$  (=  $c$ ), sowie  $I_{750}$  und  $I_{1000}$  (Infiltrationsraten nach Niederschlagsenergien von 750 bzw. 1000  $J/m^2$ ).

Für die Beregnung wurde der Boden im Labor nach einem standardisiertem Verfahren durch ein Sieb mit 2,5 cm Maschenweite in Beregnungskästen gefüllt. Die Kästen waren 90x80 cm groß und 35 cm tief. Um Randeffekte zu minimieren, wurde lediglich Abfluß aus dem zentralen Bereich des Kastens (50x40 cm) berücksichtigt, indem hier ein nach unten offener PVC-Einsatz mit Abflurinne in die Mitte des Beregnungskastens eingesetzt wurde. Zu Beginn der Beregnung war die Bodenoberfläche lufttrocken und in der Tiefe 7 - 30 cm betrug die Wasserspannung 100 - 200 hPa. Alle Beregnungen erfolgten in drei Wiederholungen.

Beim Regner handelte es sich um einen 7 m hohen Kapillarregner mit einer Beregnungsfläche von  $1 m^2$  (2500 Kapillaren). Die Niederschlagsintensität wurde über die Wasserstandshöhe auf 30 mm/h eingestellt, Beregnungsdauer war 80 min. Ein breites Tropfenspektrum von 0,4 bis 5 mm Durchmesser wurde mittels eines Maschendrahtes erzielt, der unterhalb der tropfenbildenden Einheit gespannt wurde. Aus der mit einem Dystrometer bestimmten Tropfengrößenverteilung und aus der Fallgeschwindigkeit bei 7 m wurde die mittlere Niederschlagsenergie von  $25,78 J/m^2 \cdot mm$  errechnet.

Zusätzlich wurde von allen Varianten für lufttrockene Aggregate in den Fraktionen 2-4, 4-6,3, 6,3-8 und 8-10 mm die Aggregatstabilität bestimmt. Hierzu wurden die Aggregate in einfacher Lage auf Siebe in spezielle Behältnisse unter dem Regner plaziert und während 20 min mit einer Intensität von 30 mm/h beregnet. Die Stabilität errechnete sich aus dem Anteil verbliebener Aggregate im Verhältnis zur Einwaage. Die Aggregatgrößenverteilung wurde mittels Trockensiebung bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Verschlammungskennwerte sind in Tab. 2 aufgeführt. Es zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Bodentypen; die erodierte Parabraunerde war weniger verschlammungsanfällig. Darüberhinaus gab es Unterschiede zwischen KMS und MOS bei Boden 1. Die größte Trennschärfe bei gleichzeitig geringster Streuung konnte bei den Kennwerten  $I_{750}$  und  $I_{1000}$  festgestellt werden. Dies entspricht etwa 29 bzw. 39 mm Niederschlag bei dem hier verwendeten Regner.

Tabelle 2: Verschlammungskennwerte der untersuchten Böden (Standardabweichung in Klammern)

Variante	$\beta$ x100	$I_f$ (mm/h)	$I_{750}$ (mm/h)	$I_{1000}$ (mm/h)
Boden 1, KMS	-3,0 (0,7)	10,9 (1,2)	19,4 (1,6)	15,1 (0,8)
Boden 1, MOS	-4,0 (1,3)	8,5 (3,0)	15,5 (1,2)	11,5 (0,2)
Boden 2, KMS	-5,7 (1,8)	8,1 (2,2)	11,7 (0,8)	9,2 (1,5)
Boden 2, MOS	-7,2 (2,4)	8,4 (0,6)	11,5 (1,7)	9,0 (0,7)

Die nur geringfügigen Unterschiede in den chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften führten zu keinen signifikanten Differenzen bei der ungewichteten Aggregatstabilität (arithmetisches Mittel der Stabilitäten aus allen vier Fraktionen, Tab. 3). Tendenziell zeigte die Variante 1/KMS die niedrigste Stabilität, obwohl hier die geringste Verschlammungsanfälligkeit verzeichnet wurde. Werden die Stabilitäten anhand deren jeweiligen Anteil an der Aggregatgrößenverteilung gewichtet, so konnten die MOS-Varianten etwas besser differenziert werden; jedoch konnte auch hier keine eindeutige Beziehung zur Verschlämmung beobachtet werden.

Tabelle 3: Aggregatstabilität und Splashparameter. (GMD = gewichteter mittlerer Durchmesser der Partikel aus dem Aggregatzerfall)

Variante	Aggregatstabilität		Splashparameter	
	gewichtet (%)	ungewichtet (%)	GMD (mm)	GMD/fS (mm)
Boden 1, KMS	14,7	5,5	0,51	0,51
Boden 1, MOS	23,7	12,4	0,39	0,30
Boden 2, KMS	18,6	9,2	0,39	0,08
Boden 2, MOS	19,5	12,4	0,35	0,05

Insgesamt lassen sich die Unterschiede in der Verschlümmungsanfälligkeit erst durch die Berücksichtigung der Zusammensetzung der Zerfallsprodukte (Splash) erklären. Boden 1 zerfällt zwar schneller, liefert im Splash jedoch vorwiegend Mikroaggregate (1-0,2 mm) an, wodurch die Verschlümmung durchlässiger bleibt. Umgekehrt war der Anteil Partikel <0,063 mm beim Boden 2 mit 30 % dreimal höher als beim Boden 1. Bezieht man den gewichteten mittleren Durchmesser des Splashes auf den Anteil Feinsand (GMD/fS), dann werden die Differenzen noch deutlicher, und ein unmittelbarer Zusammenhang mit den Verschlümmungsparametern wird deutlich.

Ursache für den schnellen Zerfall der Aggregate war die Luftsprenkung, während die Unterschiede in der Größenverteilung möglicherweise mit der Aggregatdichte in Zusammenhang stehen (1/KMS = 1,61 g/cm<sup>3</sup>, 1/MOS = 1,65 g/cm<sup>3</sup>, 2/KMS = 1,76 g/cm<sup>3</sup>, 2/MOS = 1,75 g/cm<sup>3</sup>). Vermutlich hat die geringere Aggregatdichte zu einer schnelleren Wasseraufnahme geführt, so daß bei der hierdurch verstärkten Luftsprenkung größere Partikel von den Aggregaten abgelöst wurden. Diese Hypothesen bedürfen jedoch eine Absicherung durch weitere Untersuchungen.

### Schlussfolgerungen

Die Ableitung von Verschlümmungsparametern aus Infiltrationskurven ist eine geeignete Methode, die Verschlümmungsanfälligkeit von Lössböden mit geringen Unterschieden in den Bodenkennwerten zu differenzieren. Neben der Aggregatstabilität muß in Zukunft auch die Größenverteilung der Splashpartikel berücksichtigt werden.

### Literatur

- Agassi, M., I. Shainberg und J. Morin** (1981): Effects of electrolyte concentration and soil sodicity on infiltration rate and crust formation. *Soil Sci. Am. Soc. J.*, 45:848-851.
- Edwards, W.M. und W. E. Larson** (1969): Infiltration of water into soils as influenced by surface seal development. *Trans. ASAE*, 12:463-465, 470.
- Morin, J. und Y. Benyamini** (1977): Rainfall infiltration into bare soils. *Water Resources Res.*, 13:813-817.
- Mualem, Y., S. Assouline und H. Rohdenburg** (1990): Rainfall induced soil seal. A) A critical review of observations and models. *Catena*, 17:185-203.
- Roth, C.H.** (1985): Infiltrabilität von Latosolo-Roxo-Böden in Nordparaná, Brasilien, in Feldversuchen zur Erosionskontrolle mit verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen und Rotationen. *Göttinger Bodenkundl. Ber.*, 83:1-104.
- Roth, C.H., S. Gäth, R. König und H.-G. Frede** (1988): Einfluß zeitlicher Veränderungen der Wasserleitfähigkeit von Verschlümmungen auf den Oberflächenabfluß einer Löss-Parabraunerde. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 57:101-106.
- Roth, C.H., H. Bohl und R. Schwartengraber** (1989): Zur Dynamik der Oberflächenverschlümmung in Abhängigkeit von Niederschlag und Standortbedingungen. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 59/II:775-778.

Einfluß des CO<sub>2</sub> Partialdrucks auf die chemische  
Zusammensetzung von Bodenlösungen und Quellwässern \*)

von  
Rothammel, B. \*\*) und M. Kaupenjohann \*\*)

Seit langem werden die Auswirkungen saurer Deposition auf Böden und Oberflächengewässer untersucht. Meist wird für diese Untersuchungen die Bodenlösung durch Saugkerzen gewonnen. Diese Methode hat jedoch ein Ausgasen des CO<sub>2</sub> aus der Bodenlösung zur Folge, was bei pH Werten > 4.3 zu einem pH Anstieg führen kann. Ökologisch wichtige Prozesse, die pH gesteuert sind, wie beispielsweise die Aluminiumlöslichkeit, werden dadurch falsch eingeschätzt.

Um diese Fehlerquelle auszuschalten, wurde eine neue Methode zur Gewinnung von Bodenlösung entwickelt. Die Bodenlösung wird dabei im Feld mittels Polyethylengefäßen unter Vermeidung des Ausgasens von CO<sub>2</sub> extrahiert und in gasdichten Behältern aufgefangen. Das pH und die Ionenzusammensetzung der unentgasten und der entgasten Lösung sowie der CO<sub>2</sub>-Partialdruck der Bodenluft wurden im Labor gemessen.

Die gemessenen Effekte auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung wurden mit Modellrechnungen mit dem bodenchemischen Gleichgewichtsmodell SIMW2 (Reuss, 1986) verglichen.

Untersucht wurden Bodenlösungen aus neun Einzugsgebieten von Waldquellen im Frankenwald sowie die dazugehörigen Quellwässer. Die Quellen wurden so ausgewählt, daß sich drei pH Bereiche - sauer (pH 4.2-4.7), intermediär (pH 5.3-6.1) und alkalisch (pH 6.7-8.0) - unterscheiden ließen.

Die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen waren räumlich und zeitlich stark variabel und schwankten zwischen 0.07 und 3.5 Vol% CO<sub>2</sub>.

Das Ausgasen des CO<sub>2</sub> erhöhte das pH in der sauren Gruppe von 4.28 auf 5.22, in der intermediären Gruppe von 5.57 auf 7.70 und in der alkalischen Gruppe von 6.97 auf 8.47 (Beispielswerte).

Diese Ergebnisse ließen sich durch die Modellrechnungen mit SIMW2 bestätigen.

Literatur

REUSS, J.O. (1986): Users instructions models SIM and SIMW. J.O. Reuss, Dept. of Agronomy, Colorado State University, Ft. Collins CO 80523

\*) Eine detaillierte Darstellung des Themas wird zur Veröffentlichung in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde vorbereitet.

\*\*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth



DER EINSATZ EINES GEOGRAPHISCHEN INFORMATIONSSYSTEMS  
IN DER BODENEROSIONSFORSCHUNG

von

Roscher, S.<sup>1</sup> und Erdmann, K.-H.<sup>2</sup>

Summary

Taking a section of the countryside south of Bonn as a model, a map is being developed - by using a Geographical Information-System (GIS) - which, based on the compilation of a landscape inventory shows the potential risk and the historical change of natural soil erosion in its varying degrees throughout the area.

1. Einleitung

Die Bodenerosion hat in den zurückliegenden Jahren weltweit eine zunehmende Beachtung erfahren. Sie stellt aber kein neues, erst mit der Verbreitung moderner Agrartechnologien entstandenes Problem dar (vgl. MÜCKENHAUSEN 1976), denn bereits für das Neolithikum lassen sich im Landschaftsgefüge Mitteleuropas Bodenverlagerungsprozesse infolge der Umwandlung von Naturlandschaft in Kulturlandschaft nachweisen (MENSCHING 1952, S. 219).

Im Rahmen der Erarbeitung politischer Richtlinien zum Schutz des Bodens durch die Bundesregierung zeigte sich jedoch sehr schnell, daß trotz beachtlicher Grundlagenkenntnisse noch erhebliche Wissenslücken existieren. Besonders beklagenswert ist beispielsweise das Defizit an Abtragsprognosekarten, mit Hilfe derer besonders bodenerosionsgefährdete Flächen im Landschaftsgefüge zu identifizieren sind.

Mit der im folgenden vorgestellten Bodenerosionsgefährdungskarte soll eine Lücke zwischen kleinmaßstäbigen Karten, die das Gefährdungspotential ganzer Regionen darstellen und sehr großmaßstäbigen Karten, die einzelne Gemeindefluren charakterisieren, geschlossen werden. Ziel dieser Untersuchungen war es, eine Karte zu entwickeln, mit deren Hilfe die Erosionsgefährdung von Landschaftsräumen zu erfassen ist. Die Karte im Maßstab 1:25.000 stellt diesbezüglich einen vermittelnden Vorschlag dar (vgl. MANNFELD 1984). Den Abschluß bildet eine Analyse der historischen Entwicklung des Bodenerosionsgefährdungspotentials im Untersuchungsraum.

---

<sup>1</sup> Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL), Konstantinstr. 110, D-5300 Bonn 2

<sup>2</sup> Geschäftsstelle des Deutschen Nationalkomitees für das UNESCO-Programm "Der Mensch und die Biosphäre" (MAB), c/o Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL), Konstantinstr. 110, D-5300 Bonn 2

## 2. Untersuchungsraum und Methodik

Seit 1984 werden im Rahmen eines Forschungsprojektes der Abteilung für spezielle und angewandte physische Geographie des Geographischen Institutes der Universität Bonn im südlichen Nordrhein-Westfalen Arbeiten zum DFG-Schwerpunktprogramm "Geomorphologische Detailkartierung der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:25.000 (GMK-25)" durchgeführt. Am Beispiel der TK-25-Blätter 5308 Bonn-Bad Godesberg sowie 5309 Königswinter (in Auszügen) soll aufbauend auf diesen Erhebungen dargestellt werden, wie ohne zusätzliche Geländeaufnahme - in Anlehnung an die Arbeit von STÄBLEIN (1987) - die Ableitung einer Bodenerosionsprognosekarte (vgl. u.a. ERDMANN/GRUNERT/HARDENBICKER 1991) erfolgen kann.

Die Analyse der zur Verfügung stehenden Daten erfolgte unter Verwendung eines geographischen Informationssystems (ARC/INFO) und mit Hilfe des von SCHWERTMANN/VOGL/KAINZ (1987) an mitteleuropäische Verhältnisse angepaßten modifizierten Verfahrens zur "Vorausschätzung des Bodenabtrages durch Wasser mit Hilfe der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung - ABAG -". Mit diesem auf der "Universal Soil Loss Equation" (USLE) nach WISCHMEIER/SMITH (1978) fußenden korrigierten und verbesserten quantitativen Bemessungsinstrumentariums ist es nunmehr möglich, die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduzierung der Bodenerosion durch Wasser auch für mitteleuropäische Landschaften realistisch abzuschätzen.

In den folgenden Untersuchungen wird das "natürliche Bodenerosionsgefährdungspotential" (nBGP) (vgl. ERDMANN/HARDENBICKER 1989 und ERDMANN 1990) als Konstante bestimmt, die den jährlich zu erwartenden Bodenabtrag angibt, unabhängig von den tatsächlichen L-, C- und P-Faktoren. Zur Berechnung der "potentiellen Bodenerosionsgefährdung" waren folgende Daten des Untersuchungsraumes miteinander zu verarbeiten:

- R-Faktor: Bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von ca. 700 mm wurde nach dem Verfahren ROGLER/SCHWERTMANN (1981, S. 106) ein R-Faktor von 56 geschätzt
- K-Faktor: Ermittlung über Nomogramm (vgl. SCHWERTMANN/VOGL/KAINZ 1987, S. 23) der im Rahmen der GMK erfaßten Böden
- LS-Faktor: Berechnung der Hangneigungen mittels eines digitalen Geländemodells und Bestimmung des Topographiefaktors (LS) bei einer normierten Hanglänge von 100 m (nach SCHWERTMANN/VOGL/KAINZ 1987, S. 29 ff)
- C- und P-Faktor: Zugrundelegung einer Schwarzbrache (d.h. C = 1; P = 1)

Die Karte der "potentiellen Bodenerosionsgefährdung" basiert nicht wie die Untersuchung von ERDMANN/GRUNERT/HARDENBICKER (1991) auf der Klassenbildung für K-Faktoren, sondern auf realen Kennwerten. Erst bei der abschließenden Berechnung des Gefährdungspotentials wurden die differenziert berechneten Bodenabträge in Bodenerosionsgefährdungsstufen zusammengefaßt.

Daran anschließend folgte eine Verschneidung der Karte der "potentiellen Bodenerosionsgefährdung" mit den jeweiligen Karten der realen Bodennutzung - differenziert nach Wald, Grünland,

Acker und Siedlung (auf der Grundlage der TK-25) - für die Jahre 1893, 1926, 1956/57 und 1990. Diese Überlagerung hat zum Ziel, das Ausmaß der Veränderung der Bodenerosionsgefährdung aufgrund des Landnutzungswandels im Untersuchungsraum in den letzten 100 Jahren zu erfassen.

Eine ausführliche und detaillierte Darstellung der Vorgehensweise findet sich in ROSCHER (1991) und ERDMANN/ROSCHER (1991).

#### 4. Ergebnisse

Die reale Gefährdung des Geopotentials 'Boden' hängt entscheidend von Art und Intensität der menschlichen Nutzung ab. Die Analyse verdeutlicht, daß innerhalb des Untersuchungsraumes im Verlauf der vergangenen 100 Jahren parallel mit den Änderungen der Landnutzung - diese wiederum bedingt durch umfassende sozio-ökonomische Wandlungsprozesse - auch deutliche Veränderungen in der Bodenerosionsgefährdung festzustellen sind. Einige besonders augenfällige Veränderungen werden im folgenden kurz zusammengefaßt dargestellt.

Vergleicht man die verschiedenen %-Anteile für die Bodenerosionsklasse  $> 30 \text{ t/ha} \cdot \text{a}$  in den einzelnen Aufnahmejahren, fällt besonders der zwischen 1893 und 1956/57 von 20,7% auf 7,5% deutlich abnehmende Ackeranteil auf, der bis 1990 wieder auf 14,3% ansteigt. Die Gefahr der Bodenerosion auf Ackerflächen hat demnach zwischen 1956/57 und 1990 wieder sehr stark zugenommen. War 1893 von der Gesamtackerfläche, die 40,2% betrug, etwa die Hälfte (20,7%) sehr stark gefährdet, sind es 1990 etwa dreiviertel (14,3% von 19,4%).

Besonders hervorzuheben ist auch der hohe waldbaulich genutzte erosionsgefährdete Flächenanteil. Dieser ist zwar von 37,0% (1956/57) auf 23,7% (1990) zurückgegangen, doch sind gerade diese Waldareale aufgrund ihrer bodenkonservierenden Funktion besonders erhaltenswert. Dies zeigt sich vor allem bei der Betrachtung der Bodenerosionsklasse  $> 30 \text{ t/ha} \cdot \text{a}$  (55,6% der Gesamtfläche), von der immer noch 42,6% (im Gegensatz zu 66,5% in 1956/57) waldbedeckt sind. Da Wälder mit einer geschlossenen Vegetationsdecke den Boden ganz besonders gut vor Abtrag schützen, sollte den ausgedehnten Waldflächen des Untersuchungsraumes im Rahmen der Naturschutzarbeit zukünftig vorrangige Aufmerksamkeit geschenkt werden.

#### 5. Fazit

Mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems kann der historische Wandel der Bodenerosionsgefährdung in seiner räumlichen Verbreitung sehr differenziert erfaßt werden. Die skizzenhafte Darstellung für einen Landschaftsausschnitt des Bonner Raumes verdeutlicht, daß innerhalb des untersuchten hundertjährigen Zeitraumes die Bodenerosionsgefahr aufgrund der variierenden Landnutzung sehr stark zwischen den einzelnen Jahren der Erhebung differiert. Die Aufnahme für das Jahr 1990 zeigt für den Untersuchungsraum ein aktuell wieder stark angestiegenes Bodenerosionspotential.

## 6. Literatur

- ERDMANN, K.-H. (1990): Die GMK-25 als Instrument zur Abschätzung der Erosionsanfälligkeit. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 61, S. 13-16
- ERDMANN, K.-H./J. GRUNERT und U. HARDENBICKER (1991): Räumlich differenzierte Berechnung der Bodenerosionsgefährdung unter Verwendung der "Geomorphologischen Karte" (GMK-25) in: RIEWENHERM, S. und H. LIETH (Hrsg.): Ökologie und Naturschutz im Agrarraum. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 19/II, S. 736 - 745
- ERDMANN, K.-H. und U. HARDENBICKER (1989): Erfassung der Boden erosion mit Hilfe der GMK-25. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59/II, S. 1049 - 1054
- ERDMANN, K.-H. und S. ROSCHER (1991): Untersuchungen zur Boden erosion im Bonner Raum unter Einsatz eines Geographischen Informationssystems. - Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde (im Druck)
- MANNSFELD, K. (1984): Die naturräumliche Ordnung als Grundlage für die Landschaftsdiagnose im mittleren Maßstab in: RICHTER, H. und K.D. AURADA (Hrsg.): Umweltforschung zur Analyse und Diagnose der Landschaft. - Gotha, S. 63 - 79
- MENSCHING, H. (1952): Die Kulturgeographische Bedeutung der Auelehmbildung in: Tagungsberichte und wissenschaftliche Abhandlungen des Deutschen Geographentages vom 12. - 18.05.1951 in Frankfurt/Main. - Remagen, S. 219 - 225
- MÜCKENHAUSEN, E. (1976): Bisherige Untersuchungen über den Bodenabtrag in Deutschland und anderen europäischen und außer-europäischen Ländern in: RICHTER, G. und W. SPERLING (Hrsg.): Bodenerosion in Mitteleuropa. Wege der Forschung Bd. 430. - Darmstadt, S. 26 - 33
- ROGLER, H. und U. SCHWERTMANN (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte Bayerns in: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22, S. 99 - 112
- ROSCHER, S. (1991): Untersuchungen zur Bodenerosion mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (im Druck)
- SCHWERTMANN, U./W. VOGL und M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Stuttgart, 64 S.
- STÄBLEIN, G. (1987): Bodenerosion und geomorphologische Kartierung. Probleme und Ansätze einer angewandten Geomorphologie. - Münstersche Geographische Arbeiten 27, S. 29 - 41
- WISCHMEIER, W.H. und D.D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. - Agriculture Handbook 537, 58 S.

## ISOERODENTKARTE VON NORDRHEIN-WESTFALEN

von

Sauerborn, P.<sup>1</sup> und Erdmann, K.-H.<sup>2</sup>

### Summary

The rainfall and runoff factor (R-factor) of the "Universal Soil Loss Equation" (USLE) of WISCHMEIER/SMITH (1978) was calculated for 15 location in Northrhine-Westfalia. The R-factor varies between  $21,9 \text{ kJ/m}^2 * \text{mm/h}$  (Elsdorf) and  $78,4 \text{ kJ/m}^2 * \text{mm/h}$  (Paderborn). A significant correlation between average summer rainfall and the calculated R-factors is used as basis for the isoerodent-map of Northrhine-Westfalia.

### 1. Einleitung

Die Bodenerosion, der durch anthropogene Eingriffe in den Naturhaushalt bestimmte Bodenabtrag durch Wasser und Wind, stellt eine außerordentliche Gefährdung des Geopotentials Boden dar und wird durch das Zusammenspiel zahlreicher, im systemaren Kontext stehender, natürlicher und anthropogener Einflußgrößen bedingt.

Zur Abschätzung des langjährigen potentiellen Bodenabtrags entwickelten WISCHMEIER/SMITH (1962) für den östlich der Rocky Mountains gelegenen Teil der USA die "Universal Soil Loss Equation" (USLE). Diese Gleichung setzt sich aus einfach zu erschließenden Meßgrößen zusammen und ermöglicht die Ermittlung des durchschnittlichen jährlichen Bodenabtrags durch Wasser in t/ha. Nach entsprechender Prüfung und Adaption wird die USLE heute weltweit in vielen Regionen angewendet. Der Bodenabtrag einer bestimmten Fläche setzt sich in der Gleichung aus dem Abtrag eines Standardhanges unter dem gebietsspezifischen Niederschlagsgeschehen zusammen, korrigiert um die standortspezifischen Faktoren Boden, Morphologie, Topographie und Nutzungsweise.

In dem durch zahlreiche Einflußgrößen gesteuerten System 'Bodenerosion' hat das Klima als Faktor eine besondere Bedeutung. Es stellt die Transportmedien Wasser, Eis und Wind als unmittelbar auslösende Kräfte und beeinflusst zusammen mit weiteren Geofaktoren sowie dem Menschen Art, Umfang und Zeitpunkt der Erosion.

Im Zuge der Adaption der USLE an nordrhein-westfälische Verhältnisse wird in diesem Beitrag - anknüpfend an die Arbeiten von BADER/SCHWERTMANN (1980) und ROGLER/SCHWERTMANN (1981) - der

<sup>1</sup> Geographische Institute der Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, D-5300 Bonn 1

<sup>2</sup> Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL), Konstantinstr. 110, D-5300 Bonn 2

Niederschlag, als verursachender Faktor der Bodenerosion durch Wasser, eingehend untersucht.

## 2. Untersuchungsgrundlagen

Für die Auswertung standen Niederschlagsschreiberaufzeichnungen von 15 nordrhein-westfälischen Stationen zur Verfügung. Die Auswertungszeiträume der einzelnen Stationen variieren. Die längsten Zeiträume liegen zwischen 1958 und 1980, die kürzesten zwischen 1973 und 1980 (Kernzeit der Auswertungen). ROGLER/ SCHWERTMANN (1981) stellten im Rahmen ihrer Untersuchungen in Bayern fest, daß die R-Faktoren der meisten Stationen nach 6 bis 7 Jahren keine wesentlichen Veränderungen mehr aufweisen; für die Analyse der nordrhein-westfälischen Stationen wurden dennoch möglichst lange Meßreihen hinzugezogen. Für 8 Stationen, bei denen keine Daten für das Winterhalbjahr vorlagen, sind die Werte für Niederschlag und R-Faktoren entsprechend dem ermittelten Durchschnitt ergängt worden.

Bei einer Landesfläche Nordrhein-Westfalens von 34.057 km<sup>2</sup> entspricht die Stationsdichte einem Verhältnis von 1 Station pro 2.270 km<sup>2</sup>. Im Vergleich mit anderen Arbeiten, in denen die Erosivität von Niederschlägen untersucht wurde, stellt dieser Wert national wie international eine sehr hohe Dichte dar.

Da nur ein Teil der zur Verfügung stehenden Niederschlagsaufzeichnungen EDV-gerecht vorlagen, waren vor der Auswertung der Daten Schreibstreifen oder -rollen von fünf Niederschlagsmeßstellen - nach Korrektur entsprechend den DVWK-Richtlinien Nr. 123 und 124 (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURTECHNIK 1985a, 1985b) - digital zu erfassen.

## 3. Untersuchungsergebnisse

Im Rahmen der Analysen des Niederschlagsgeschehens ergaben sich die folgenden Ergebnisse (vgl. auch ERDMANN/SAUERBORN 1991):

Die Streuung der R-Faktoren nordrhein-westfälischer Stationen ist relativ groß. Die Jahres-R-Faktoren liegen zwischen 21,9 kJ/m<sup>2</sup> \* mm/h (Elsdorf) und 78,4 kJ/m<sup>2</sup> \* mm/h (Paderborn). Die Sommer-R-Faktoren schwanken zwischen 18,4 kJ/m<sup>2</sup> \* mm/h (Elsdorf) und 75,2 kJ/m<sup>2</sup> \* mm/h (Paderborn). Es zeigt sich, daß Stationen mit einem kleinen bzw. großen Jahres-R-Faktor entsprechend auch einen kleinen bzw. großen Sommer-R-Faktor aufweisen; die Werte geben demnach immer ein bestimmtes gebietsspezifisches Niederschlagsgeschehen wieder.

Bei den untersuchten Stationen hat der Sommer-R-Faktor immer einen großen Anteil am Jahreswert. Das Minimum beträgt 70,5 % (Essen), das Maximum 96,7 % (Borschemich); der Durchschnitt liegt bei 84,3 %. Die Streuung der Prozentanteile ist relativ gering, was auf generell hohe R-Werte sommerlicher Starkregenereignisse zurückzuführen ist. Sie treten zwar relativ selten auf, ihr Einfluß auf den Jahres-R-Wert ist jedoch sehr groß.

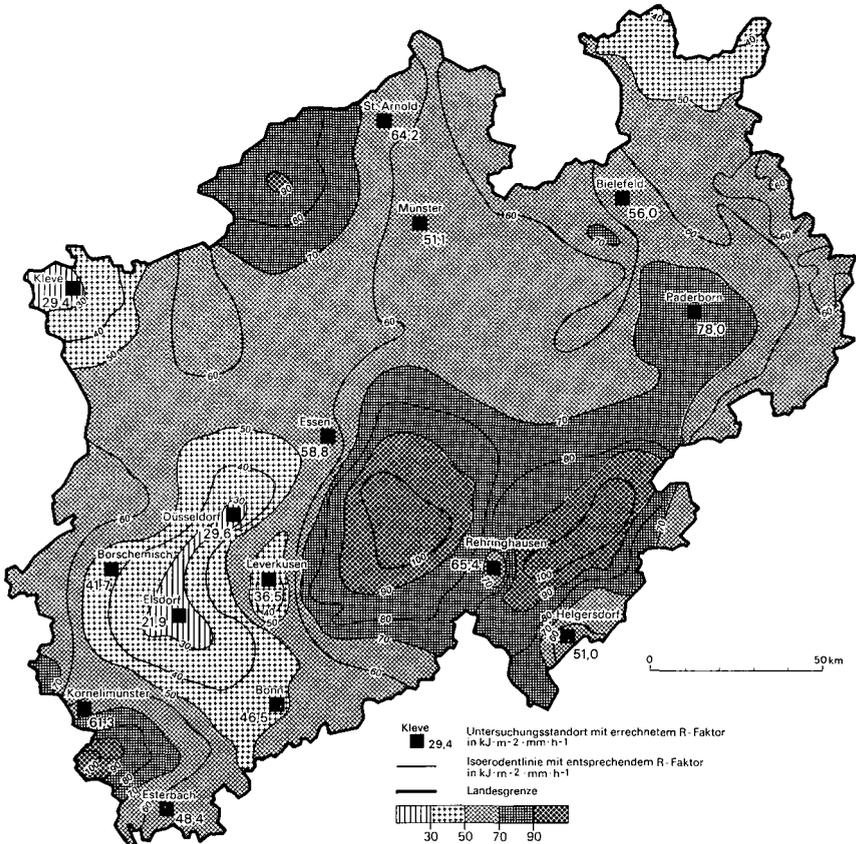
Eine Analyse der durchschnittlichen Monats-R-Werte (R<sub>m</sub>) aller

untersuchten Stationen Nordrhein-Westfalens weist auf einen deutlichen Jahresgang der Erosivität mit einem großen Übergewicht der R-Werte in den Sommermonaten Juni, Juli und August hin.

Um flächendeckende Aussagen über die Verteilung der R-Faktoren in Nordrhein-Westfalen zu ermöglichen, wurde der korrelative Zusammenhang zwischen R-Werten und Niederschlagssummen untersucht. Der stärkste statistische Zusammenhang konnte bei einer Korrelation zwischen R-Werten und den entsprechenden langjährigen mittleren Sommerniederschlagssummen ( $S_x$ ) festgestellt werden. Es ergab sich die Gleichung  $y$  und der Korrelationskoeffizient  $r$  mit der langjährigen mittleren Sommerniederschlagssumme:

$$y = - 53,23 + 0,3650 * S_x \quad (r = 0,8484)$$

Mit Hilfe dieser Gleichung wurde anschließend auf der Grundlage aller im Klimatlas Nordrhein-Westfalen (1989) verzeichneten Stationen, für die langjährige mittlere Sommerniederschlagssummen vorliegen, eine Isoerodentkarte für Nordrhein-Westfalen erstellt.



Die Isoeroden von Nordrhein-Westfalen zeichnen, wie dies AUERSWALD/SCHMIDT (1986, S. 10) auch für Bayern aufzeigten, im wesentlichen das Relief nach und lassen die Abhängigkeit der Niederschläge und damit auch der R-Werte von der Höhenlage erkennen.

#### 4. Schlußfolgerungen

Aufbauend auf den bisherigen Arbeiten zur Erosivität der Niederschläge in einzelnen Ländern Deutschlands sowie den vorgestellten Resultaten ist derzeit eine Isoerodentkarte für Deutschland in Bearbeitung. Dazu ist das Niederschlagsgeschehen bislang noch nicht untersuchter Regionen zu analysieren und sind die bestehenden Ergebnisse zur R-Wert-Untersuchung hinsichtlich ihrer Qualität zu überprüfen und wenn möglich einander anzugleichen. Auf diese Weise wird eine wichtige Grundlage für die Anwendbarkeit der USLE in Deutschland geschaffen, die als Basis für die erosionsmindernde Planung in der Landwirtschaft dem Umwelt- und Naturschutz dienen kann.

#### 5. Literatur

- AUERSWALD, K. und F. SCHMIDT (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen.- Bayerisches Geologisches Landesamt, Fachberichte 1, 72 S.
- BADER, S. und U. SCHWERTMANN (1980): Die Erosivität der Niederschläge von Hüll (Bayern) in: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 21, Seite 1 - 7
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURTECHNIK (Ed.) (1985a): Niederschlag - Aufbereitung und Weitergabe von Niederschlagsregistrierungen. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 123. - Berlin, Hamburg 18 S.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURTECHNIK (Ed.) (1985b): Niederschlag - Starkregenauswertung nach Wiederkehrzeit und Dauer. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 124. - Berlin, Hamburg, 33 S.
- ERDMANN, K.-H. und P. SAUERBORN (1991): Die Erosivität der Niederschläge von Nordrhein-Westfalen. - Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde (im Druck)
- ROGLER, H. und U. SCHWERTMANN (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern in: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22, Seite 99 - 112
- WISCHMEIER, W.H. und D.D. SMITH (1962): Soil-Loss Estimation as a tool in soil and water management planning in: International Association of Scientific Hydrology, Louvain, Publication 59, Gentbrugge, Seite 148 - 159
- WISCHMEIER, W.H. und D.D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning.- U.S. Department of Agriculture, Agricultural Handbook 537, 58 S.

Eigenschaften degradiertes Niedermoore Brandenburgs

von

R. Sauerbrey, D. Eschner, W. -D. Lorenz, E. Hoffmann, J. Zeitz<sup>1)</sup>

Landwirtschaftlich genutzte Niedermoorstandorte nehmen im Land Brandenburg ca. 90.000 ha ein. Davon sind insbesondere die flachgründigen (< 0,80 m Torfaufgabe) heute in ihren niedermoortypischen ökologischen Eigenschaften als weitgehend degradiert zu bezeichnen. Mit rund 60.000 ha, überwiegend konzentriert im Rhin-Havel-Luch, sind sie nach wie vor als Graslandstandorte für die landwirtschaftliche Produktion, andererseits für die Landschaftsökologie dieser Gebiete von wesentlicher Bedeutung.

Die im Vergleich zu anderen Niedermoorstandorten Deutschlands sehr weit fortgeschrittene Degradierung hat ihre Ursache in der bei vergleichsweise geringerem Niederschlagsniveau bisher sehr intensiven Bewirtschaftung, die geprägt war durch:

- insbesondere zu Beginn der Vegetationsperiode zu starke Grundwasserabsenkungen zur Sicherung der Befahrbarkeit, die häufig aufgrund mangelnden Zusatzwassers in niederschlagsarmen Sommerperioden zu tiefergehender Austrocknung führten.
- Saatgrasbau mit häufigeren Umbrüchen und Ackerzwecknutzung.
- Überdüngung, vor allem mit mineralischem Stickstoff (200-300 kg N/ha).

Daraus resultierte eine beschleunigte Bodenentwicklung, die sich heute durch ausgeprägte Aggregierungshorizonte im Unterboden, z.T. plattig verdichtete Strukturen unterhalb der Wurzelzone sowie den vermulmten Oberbodenhorizont auszeichnet. Durch die damit verbundene, stark reduzierte, häufig völlig unterbrochene kapillare Wassernachlieferung aus dem Grundwasser und die wegen der gehemmten Infiltration (SAUERBREY 1986) besonders im Frühjahr auftretende Staunässe sind diese Standorte wechselfeucht. Sie sind in ihrem Wasser- und Lufthaushalt nicht mehr niedermoortypisch grundwasser-, sondern überwiegend witterungsabhängig. Zusätzlich beeinträchtigt wirkt sich die im vermulmten Horizont durch veränderte Porenverteilung hervorgerufene verringerte nutzbare Wasserspeicherfähigkeit für das Pflanzenwachstum aus (ZEITZ 1988). Abbildung 1 zeigt den für den Bodentyp Mulm typischen Profilaufbau (Tm Vermulmungshorizont, Ta Aggregierungshorizont, Ts Torfschrumpfungshorizont, T Torfhorizont) sowie für einzelne Horizonte den Bodenwassergehalt beim nutzbaren Feuchteäquivalent (nFÄ) und beim effektiv nutzbaren Feuchteäquivalent (enFÄ).

Letztlich ist diese schnelle Bodenentwicklung das Resultat der durch Belüftung und mineralische Stickstoffdüngung beschleunigten biogenen Zersetzungs-, Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse. Bei Untersuchungen konnte festgestellt werden, daß zwischen der Intensität der Torfmineralisation, speziell des Abbaus leicht verfügbarer, löslicher Kohlenstoffquellen, und der biologischen Gesamtaktivität, gemessen an der CO<sub>2</sub>-Freisetzung, eine direkte Beziehung besteht (ESCHNER 1989). Da bei der Mineralisierung der

<sup>1)</sup>Institut f. Bodenfruchtbarkeit u. Landeskultur, HU Berlin, O-1162, J.-Nawrocki-Str. 7

organischen Substanz größere Mengen Stickstoff, überwiegend in Nitratform (z.T. >1000 kg N/ha) mobilisiert werden, die durch Pflanzenentzug und Denitrifikation besonders auf den degradierten Standorten nicht aufgebraucht werden, besteht eine zunehmende Gefahr des Stickstoffaustrags in das Grundwasser. Verschärft wird diese Situation noch durch die mit der ständig wirkenden Mineralisation der Torfsubstanz einhergehende Sackung, die aufgrund des sehr heterogenen mineralischen Untergrundes zu ebenfalls zunehmender Oberflächenreliefierung führt. Sammelwasserzulauf in die Senken und unterschiedliche Abstände zum Grundwasser bewirken dann kleinflächig differenzierte Bodenfeuchte und Bodenentwicklung.

**Literatur**

ESCHNER, D.: N-Verluste (Denitrifikation, Auswaschung) beim Torfabau in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren.  
Diss.B, Humboldt- Univ. Berlin 1989

SAUERBREY, R.: Kapillarer Aufstieg und Infiltrationsverhalten in Niedermooren.

Akad. der Landw. wiss. DDR, Tagungsber. 245, 77-81

ZEITZ, J.: Untersuchungen zu ausgewählten bodenphysikalischen Kennwerten in Niedermooren im Hinblick auf Melioration und Bewirtschaftung.

Diss.B, Humboldt-Universität Berlin 1988

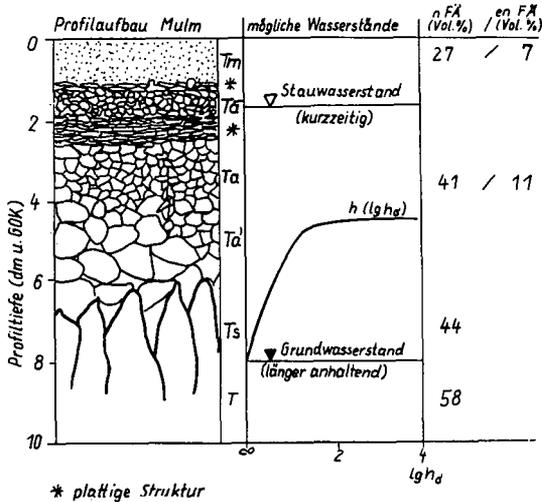


Abb.1 Profilaufbau und hydrologische Eigenschaften Bodentyp Mulm

## Quantifizierung der Filterwirkung eines bestehenden Grasfilterstreifens

von  
Schauder, H.; +)

Der Anteil der Landwirtschaft an der Belastung der Gewässer mit Nährstoffen nimmt zu. Dies ist unter anderem bedingt durch zunehmende Bodenerosion und steigende Nährstoffgehalte der Oberböden. Um die Gewässer vor den Nährstoffeinträgen zu schützen, werden Filterstreifen entlang der Gewässer diskutiert, die das Sediment und daran gebundene Nährstoffe zurückhalten sollen. Literaturangaben über notwendige Filtergrößen reichen von 0,62 m bis 120 m. Als Versuchspartellen dienten in der Regel frisch angelegte Filterstreifen, die beregnet wurden. Die Filterleistung nimmt jedoch mit zunehmender Nutzungsdauer ab (Barfield 1982).

Die Wirkung eines Filterstreifens unter natürlichen Bedingungen wurde in der Hallertau an einer Wiese untersucht, die unterhalb eines Hopfengartens liegt. Hopfen wird mit Cu-haltigen Fungiziden behandelt. Dadurch reichert sich Kupfer im Boden an und kann als Tracer für abgetragenes Bodenmaterial verwendet werden. Ausserdem ist Hopfen eine Dauerkultur, so daß mit einem über längere Zeit gleichmäßigen Eintrag von erodiertem Material in den unter dem Hopfen gelegenen Filterstreifen gerechnet werden kann. Der Hopfengarten besteht seit 17 Jahren. Er hat eine Länge von 176 m und eine Hangneigung von 5 - 12 %. Die Wiese wurde früher als Weide benutzt, zur Zeit wird sie als Mähweide umgetrieben. Sie ist 35 m lang, hat Hangneigungen zwischen 5 und 10 % und wird am Hangfuß durch einen Bach begrenzt.

Entlang von 4 Katenen in der Wiese wurden im Abstand von 3,30 m Bodenproben mit einem Pürckhauer-Bohrer gezogen, in 5 cm-Abschnitte geteilt und auf ihre Kupferkonzentration mit EDTA untersucht. Daraus ergeben sich Tiefenprofile der Cu-Konzentrationen (Abb. 1). Mit der Tiefe nehmen die Cu-Konzentrationen linear bis zur geogenen Cu-Konzentration ab. Die Tiefe, bei der die Cu-Konzentration die geogene Konzentration erreicht, läßt sich durch lineare Interpolation für alle 40 Probenpunkte berechnen. Sie entspricht der Mächtigkeit des Kolluviums, das im Verlaufe der Nutzung sedimentierte (Abb. 2). Bei einer Lagerungsdichte von  $1,59 \text{ g/cm}^3$  und einer Fläche von  $15,5 \text{ m}^2$  pro Probenpunkt errechnet sich daraus eine Auflagerung von 265,2 t. Dies entspricht einer jährlichen Auflage von 15,6 t. Der jährliche

Bodenabtrag, berechnet mit der dABAG, beträgt 18,7 t. Demnach sedimentieren 83 % des erodierten Materials im Filter.

Abb 1: Tiefenfunktionen des Kupfers von 3 ausgewählten Probepunkten

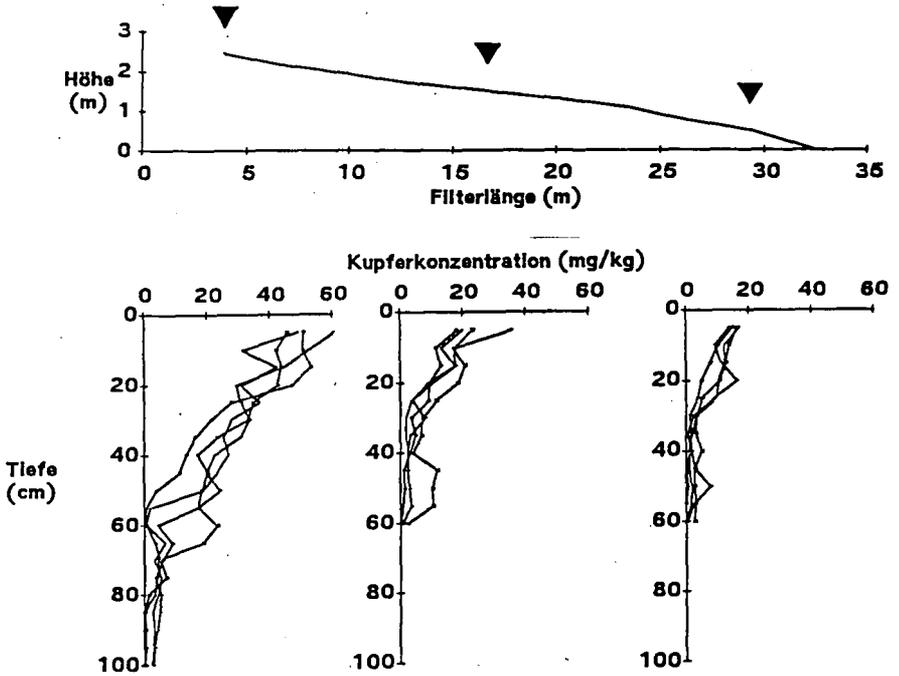
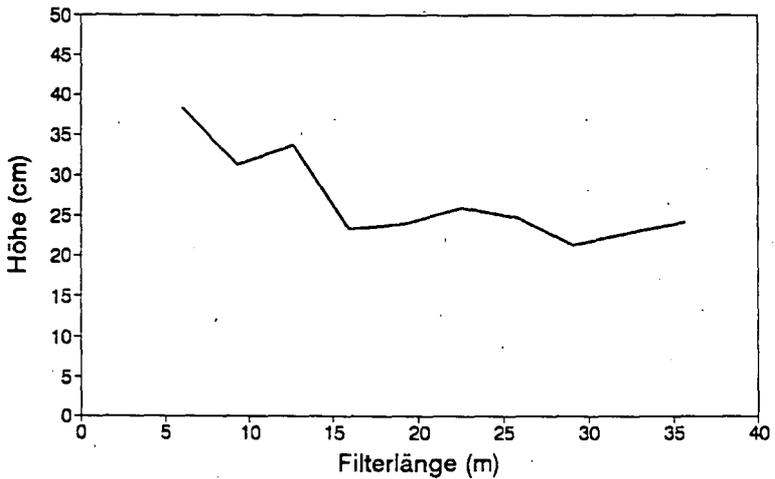
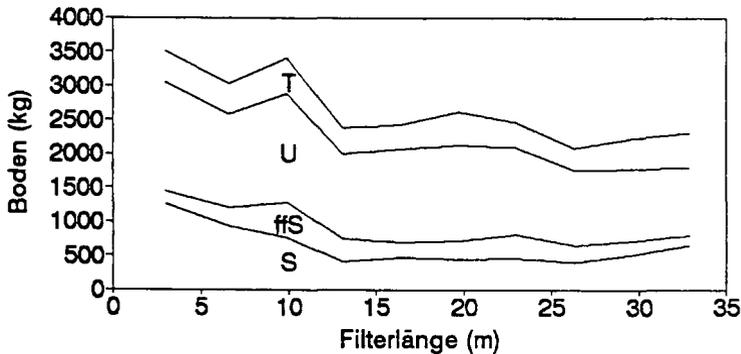


Abb 2: Mächtigkeit des Kolluviums



Das Kolluvium läßt sich in 2 Bereiche gliedern. Bis zu einer Filterlänge von 15 m nimmt die Mächtigkeit stark ab. Dies ist bedingt durch eine Abnahme des pro m<sup>2</sup> sedimentierten Sandes; die Schluff- und Tonmengen bleiben gleich. Ab 15 m nimmt die Mächtigkeit nur noch geringfügig ab. Bis 26 m bleiben die Anteile der sedimentierten Fraktionen gleich. Nach 26 m wird die verringerte Ablagerung der Schlufffraktion durch eine Zunahme der sedimentierten Tonmengen, aber auch durch einen Wiederanstieg des Sandanteils kompensiert. Ähnliche Verläufe der Korngrößenverteilung werden auch bei Wilson (1967) beschrieben.

Abb 3: Korngrößenverteilung im Filterstreifen



Aus den Verläufen der Korngrößenverteilung im Filter läßt sich schließen, daß bei Filterlängen unter 10 m vor allem der Anteil der Sandfraktion am Eintrag in das Gewässer verringert wird. Um den Anteil der nährstoffhaltigen Tonfraktion zu verringern, müßten die Filterstreifen mindestens 26 m lang sein. Filter dieser Größenordnung ließen sich am Besten anlegen, wenn die in den Talauen gelegenen Ackerstandorte, wie vor der Ausdehnung des Maisanbaus, wieder in Grünland umgewandelt werden. Der effektivste Schutz der Gewässer bleibt jedoch, die Bodenerosion am Entstehungsort zu verhindern. Dies ist möglich durch sinnvolle Flureinteilungen sowie Acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen.

#### Literatur

Barfield, B.J.; Albrecht, S.C.; (1982)  
 Use of a vegetated filter zone to control fine-grained sediments from surface mines  
 in: Carpenter, S.B. (ed): Symposium on surface mining, hydrology and sedimentology and reclamation, 481 - 490

Wilson, L.G.; (1967)  
 Sediment removal from flood water by grass-filtration  
 Trans. Am. Soc. Agric. Eng.: vol 10 p32-37



**Kriterien für die Bewertung des Lockerungserfolges auf landwirtschaftlich genutzten Auftragsböden im rheinischen Braunkohlenrevier**

TENHOLTERN, R.; GEHLHAUS, M.; GERLINGER, R. und HARRACH, T.

Bei der Verkipfung und Planierung des zur landwirtschaftlichen Rekultivierung ehemaliger Tagebaue und Halden im rheinischen Braunkohlenrevier verwendeten Lößmaterials können Verdichtungen in unterschiedlicher Tiefenlage entstehen. Diese Verdichtungen behindern das Wurzelwachstum und begrenzen damit die nFK im durchwurzelbaren Bodenraum und den Ertrag [1].

Auf einer Hochhalde wurden zehn unterschiedlich stark verdichtete Auftragsböden vor und nach einer Tieflockerung untersucht. Zur Analyse der Lockerungswirkung auf das Bodengefüge, die Durchwurzelbarkeit und den Ertrag wurden die bodenphysikalischen Parameter Rohdichte, Porengrößenverteilung und Luftdurchlässigkeit und die Pflanzenparameter Wurzellängendichte (WLD) und Ertrag vor und zwei Jahre nach der Lockerung ermittelt.

Die Tieflockerung wurde mit dem Stechhublockerer TLG 12 [2] nach der Getreideernte bei trockenem Boden durchgeführt. Der TLG 12 erreicht auf den untersuchten Böden eine maximale Lockerungstiefe von 80 cm nach der Lockerung. Die Lockerungswerkzeuge durchfahren den Boden im Abstand von 80 cm, so daß zwischen den Lockerungsgängen mehr oder weniger stark gerüttelte Käme stehenbleiben. Lockerungsgänge und Käme wurden getrennt untersucht, um auch die Wirkung der Lockerungswerkzeuge auf die Käme zu erfassen.

In der Tabelle 1 ist die Zunahme des Grobporenvolumens -bezogen auf das Volumen der Festsubstanz- dargestellt. Das Grobporenvolumen  $> 30 \mu\text{m}$  wurde in den Lockerungsgängen im Mittel um 13 Vol.-% und in den Kämen um 3 Vol.-% angehoben, wobei die Zunahme in den Lockerungsgängen aus dem Anstieg der Porenraumanteile  $> 120 \mu\text{m}$  und  $50-120 \mu\text{m}$  und in den Kämen nur aus dem Anstieg der Porenraumanteile  $50 - 120 \mu\text{m}$  resultierte.

Tab. 1: Die Zunahme des Porenvolumens (Vol.-%) - bezogen auf das Volumen der Festsubstanz

Porenvolumen	Lockerungsgänge	Käme
Poren $> 120 \mu\text{m}$	7	0
Poren $> 50 \mu\text{m}$	13	3
Poren $> 30 \mu\text{m}$	13	3
Poren $> 10 \mu\text{m}$	17	5

Die Abbildung 1 zeigt das Grobporenvolumen  $30 \mu\text{m}$  vor und nach der Lockerung als Funktion der Bodentiefe. In der Hauptlockerungszone von 40-70 cm Tiefe stieg das Grobporenvolumen deutlich an. Die geringen Grobporenanteile im Oberboden nach der Lockerung sind durch reduzierte Bodenbearbeitung in den Jahren nach der Melioration bedingt.

Zur Charakterisierung des Verdichtungszustandes bzw. der Wirkung der Gefügemelioration wurde der Zusammenhang von Vertikalspannung und Porenziffer untersucht [3]. Die Abbildung 2 (oben) stellt diesen Zusammenhang für sechs Standorte vor der Tieflockerung dar. An der parabelförmigen Abweichung der Kurven von einer Geraden ist die starke Bodenverdichtung im

mittleren Profilabschnitt der Auftragsböden zu erkennen (vgl. Abb. 1). Nach der Gefügemelioration waren die Böden, v. a. an den Standorten F3 und F7, in dieser Tiefe überlockert (Abb. 2, unten). Die hohen Porenziffern in der Hauptlockerungszone entsprechen nicht der hier wirksamen Auflast. Deshalb ist mit einer Konsolidierung des Gefüges zu rechnen.

Die Luftdurchlässigkeit nach [4] stieg in der Hauptlockerungszone stark an. Bei gleichem Grobporenvolumen wurden nach der Gefügemelioration sowohl in den Lockerungsgängen als auch in den Kämmen etwa gleiche Luftdurchlässigkeiten wie vor der Lockerung gemessen (Abb. 3). Die Zahl der biogenen Makroporen war, anders als in vergleichbaren Untersuchungen [5] in den etwa 20 Jahre alten Auftragsböden offenbar so gering, daß die Lockerung keine negative Wirkung auf die Kontinuität der Porenraumes hatte.

Zur Kennzeichnung der Durchwurzelung wurde die relative Abnahme der WLD von einer Bodenschicht zur nächsten berechnet. Gleichzeitig wurde die mittlere relative Abnahme für den Ober- und Unterboden bestimmt. In der Abbildung 4 sind die Bodenschichten schwarz gekennzeichnet, in denen die relative Änderung der WLD den Mittelwert minus der Standardabweichung unterschritt. Solche Änderungen werden als überproportionale Reduktionen bezeichnet [1]. Vor der Lockerung wurde die Durchwurzelung auf allen Standorten in der Verdichtungszone von 25-65 cm Tiefe überproportional reduziert. Nach der Gefügemelioration traten überproportionale Reduktionen der WLD an der Untergrenze der Tieflockerung und im Oberboden auf, wo sie sich mit überproportionalen Zunahmen abwechselten. Durch die Tieflockerung wurde die Reduktionszone beseitigt. Dementsprechend waren die Böden mit Ausnahme eines Standortes bis in eine Tiefe von mindestens 80 cm ausreichend durchwurzelt und erbrachten hohe Erträge.

Durch die Gefügemelioration wurde das Grobporenvolumen in den Lockerungsgängen und in geringem Maße auch in den dazwischen liegenden Kämmen erhöht. In der Hauptlockerungszone ist wegen der Überlockerung der Böden mit einer Konsolidierung zu rechnen. Die Kontinuität des luftführenden Porenraumes wurde durch die Tieflockerung nicht verringert. Der kritische Reduktionshorizont für die Durchwurzelung wurde durch die Melioration beseitigt. Dementsprechend stieg die Unterbodendurchwurzelung der Standorte und infolge davon der Ertrag.

Mit der Gefügemelioration wurden günstige Bedingungen für eine biogene Sekundärlockerung und Gefügestabilisierung geschaffen. Letztendlich wird die Nachhaltigkeit der erzielten Gefügeverbesserung über den Erfolg der durchgeführten Maßnahmen entscheiden.

## 7 Literatur

- [1] VORDERBRÜGGE, Th. (1989): Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide - Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch. Diss. Gießen
- [2] MARTINOVIC, L. (1982): Einfluß von mechanischer und pneumatischer Tieflockerung des Bodens auf Gefüge, Wasserdynamik, Wurzelentwicklung und Ertrag bei drei Bodentypen. Diss. Bonn
- [3] HARTGE, K.H. und SOMMER, C. (1979): Bodenverdichtungen und ihre Beurteilung. Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 20, 157-168
- [4] KMOCH, H.G. und HANUS, H. (1965): Vereinfachte Methodik und Auswertung der Permeabilitätsmessung des Bodens für Luft. Z. f. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde, 111, 1-10
- [5] GULLICH, P. und WERNER, D. (1984): Korrelative Beziehungen zwischen Porosität und Durchlässigkeit in einem primärverdichteten und gelockerten Löß-Unterboden. A. f. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde, 28, 511-518

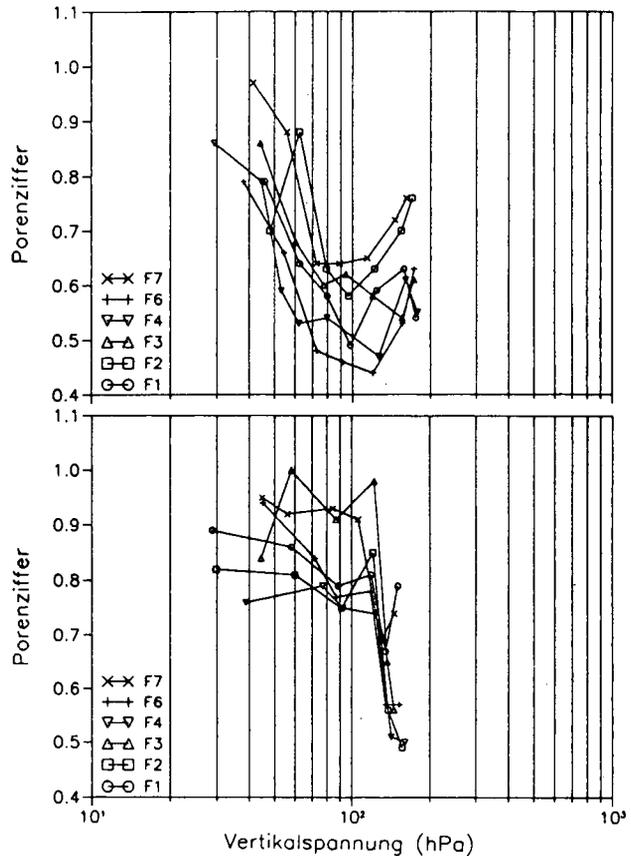
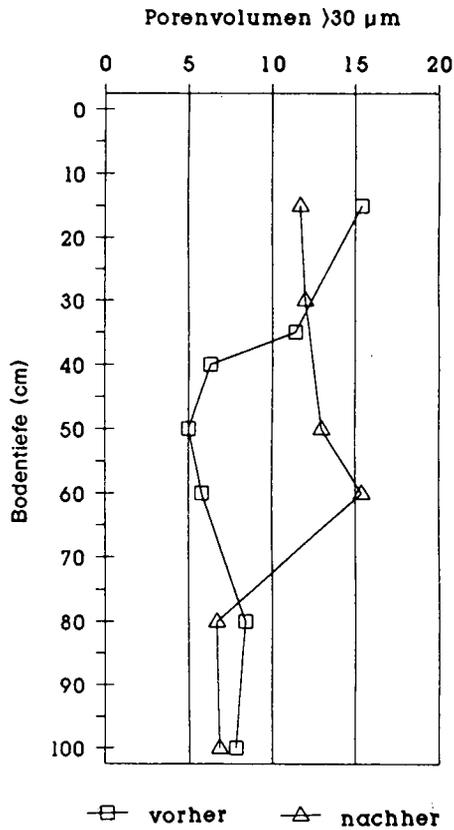


Abb. 1: Das mittlere Grobporenvolumen >30 μm als Funktion der Tiefe vor und nach der Tieflockerung    Abb. 2: Die Porenziffer als Funktion der Vertikalspannung an sechs Standorten vor (oben) und nach (unten) der Tieflockerung

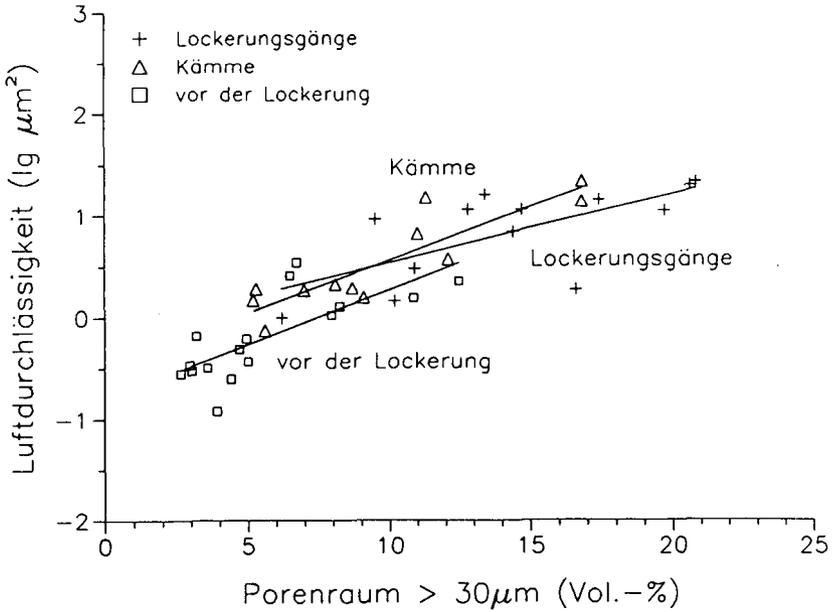


Abb. 3: Die Luftdurchlässigkeit (logarithmiert) als Funktion des Porenvolumens > 30  $\mu\text{m}$  vor der Lockerung ( $B=0.45$ ), in den Lockerungsgängen ( $B=0.55$ ) und in den Kämmen ( $B=0.78$ )

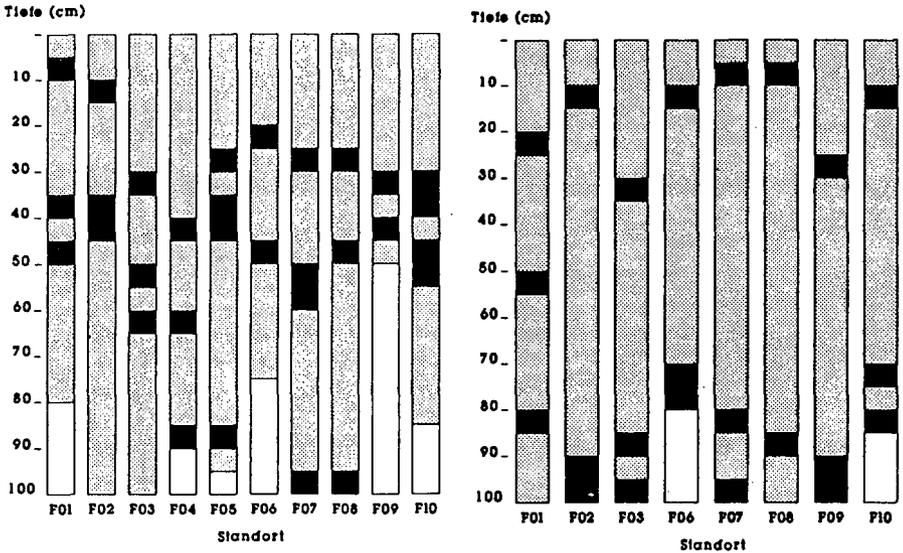


Abb. 4: Die überproportionalen Abnahmen der Wurzellängendichte (schwarz) und die Durchwurzellungstiefe (grau) vor (links) und nach (rechts) der Tieflockerung

**Lysimeterversuche zur Stoffverlagerung in belasteten  
Sanden unter variierenden Redoxbedingungen:  
Erste Ergebnisse zur Stickstoffauswaschung**

von  
B. Vietzke, A. Gröngöft, G. Miehlich

**Einleitung**

Seit über 100 Jahren wird die Elbe zur Schiffbarmachung ausgebaggert. Wurde im vorigen Jahrhundert der dadurch anfallende Schlick noch zur "Bodenverbesserung" auf umliegende Felder aufgebracht, so ist spätestens seit den 70iger Jahren die Belastung des Schlickes u.a. mit Schwermetallen bekannt (FÖRSTNER & MÜLLER 1974) und zog eine kontrollierte Lagerung nach sich.

Da Nähr- und Schadstoffe überwiegend an feinkörnigem Material (< 63 µm) gebunden sind, wird dieser Teil abgetrennt und deponiert, der als unbelastet geltende Sand hingegen als Baustoff verwandt. Die Trennung kann durch Längsstromklassierung oder auf technischem Wege durch Hydrozyklonierung und Aufstromklassierung stattfinden. Beide Verfahren ermöglichen eine Abtrennung von Sanden mit maximal 3% Feinkornanteil.

Ziel dieser Untersuchung ist es, die Frage des Restrisikos und damit des tolerierbaren Feinkornanteils des Sandes zu beurteilen. Dies ist unter dem Aspekt der Auswaschung in das Grundwasser und dessen Schutz von besonderer Bedeutung. Zu berücksichtigen sind dabei die redoxabhängigen Mobilisierungen und Immobilisierungen von Nähr- und Schadstoffen, sowie die mit zunehmender Alterung der Substrate eintretende Versauerung. Damit hat die Untersuchung auch eine Bedeutung für alle mit "Waschverfahren" gereinigten Böden.

**Material und Methoden**

Die Untersuchungen wurden an 18 Freilandlysimetern (1,7 m Länge; 0,3 m Durchmesser) durchgeführt, die mit künstlich angefertigten Sand-Schlick-Gemischen bzw. reinen Sanden gefüllt waren. Der Schlickanteil der Materialien wurde von 1- 10% in 1%igen Abstufungen variiert. Dabei handelte es sich zum einen um frischen, reduzierten und zum anderen um alten, bereits aufoxidierten Schlick. In die unteren 50cm der Lysimeter wurde Wasser eingestaut, womit sich eine vertikale Dreiteilung der Lysimeter ergab: Die obere Schicht war dem ständigen Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung ausgesetzt, die Mitte der Lysimeter war gekennzeichnet durch eine ständige aber ungesättigte Feuchte und der untere Teil war permanent wassergesättigt. Der Aufbau der Lysimeter ermöglichte eine Sickerwasserentnahme per Saugkerze aus diesen drei Ebenen, sowie am Fuße der Lysimeter durch einen Überlauf, der der Kontrolle des Wassereinstaus diente.

Um die Auswaschungs- und Versauerungsprozesse zeitlich zu forcieren, wurde nach einer Anlaufphase eine regelmäßige Beregnung durchgeführt (ab März 1991 72 mm/Woche). Die Beprobung der Sickerwässer fand in Zwöchig alternierendem Wechsel zwischen Anionen und Kationen statt. Deren Analytik umfaßte folgende Parameter: pH-Wert, Leitfähigkeit, Chlorid, Sulfat, Carbonat, Nitrat, Ammonium, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Eisen, Mangan, Zink, Kupfer, Blei, Cadmium und Arsen.

**Ergebnisse und Diskussion**

Der Stickstoffaustrag variierte stark in Abhängigkeit von den Redoxverhältnissen und der Schlickbeimengung. So zeigen hohe Ammoniumgehalte reduzierende Verhältnisse an, hohe Nitratgehalte hingegen weisen auf eine erhebliche Mineralisation der organischen Substanz unter oxischen Bedingungen hin. Am Beispiel von 4 Lysimetern (Kenndaten siehe Tabelle) soll der Einfluß des Wasserregimes und des Schlickanteils auf die N-Auswaschung aufgezeigt werden.

Lysimeter	1	2	3	4
% Sand	100	99	98	98
% Schlick	0	1	2	2
% < 63µm	0,6	1,6	2,6	2,6
% C <sub>org</sub>	0,14	0,20	0,26	0,29
C <sub>org</sub> /N	14	14	14	17

Die Gesamt-N-Gehalte im Sickerwasser des reinen Sandes (Lys.1), der auch als Zumischmaterial für die Schlicke diente, waren von Anfang an im Oberboden sehr niedrig. Auch in 135 cm Tiefe wurden zu Beginn nur schwach erhöhte Gehalte (13 mg N/l) gemessen, die auf Grund einer schnellen Auswaschung nach ca.1/2 Jahr auf Werte < 0,5 mg N/l zurückgingen. Da der Sand sauerstoffgesättigt eingebaut wurde, lag der Stickstoff auch im ständig wassergesättigten Milieu in Form von Nitrat vor. Auch in diesem Bereich war demnach noch genügend Sauerstoff für die Nitrifikation vorhanden.

Bei dem frischen Schlick handelt es sich um Material, das von Sand befreit wurde und mit einem Wassergehalt von ca. 90% bis zum Einbau in die Lysimeter keine Aufoxidation erfahren

hatte. In beiden Lysimetern (2 und 3) fand in den oberen 35cm eine schnelle Oxidation des Ammoniums statt, so daß schon nach 14 Tagen kein Ammonium mehr nachgewiesen werden konnte. Im wassergesättigten Bereich (135 cm Tiefe) unterschieden sich die Sickerwassergehalte stark: In der 1%-Variante lag N vorwiegend als  $\text{NO}_3$  vor, wobei die Gehalte in den ersten 8 Monaten stark abnahmen. In der 2%-Variante war dagegen Nitrat in dieser Tiefe kaum festzustellen. Mit Ammoniumgehalten von ca. 50 mg N/l lag der Sickerwassergehalt dieses Sand-Schlick(frisch)-Gemisches im Bereich von frischen Schlick. Nach MAASS & MIEHLICH (1988) weisen Porenwässer von Schlickten unter reduzierten Bedingungen hohe Ammonium-Gehalte auf ( $> 20$  mg/l), Nitrat ist hingegen kaum nachweisbar.

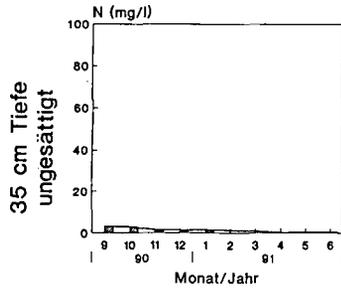
Im Gegensatz zu Lysimeter 3 wurde Lysimeter 4 mit Schlick angesetzt, der bereits seit 1964 an Land gelagert war (Acker,  $A_p$ ). Die Stickstoffgesamtgehalte im Sickerwasser waren mit Werten unter 20 mg N/l demzufolge geringer als im Gemisch mit dem frischen Schlick, obwohl die Stickstoffgehalte des Feststoffs (siehe Tab.) sich kaum unterscheiden. Auf Grund des oxidierten Materials lag der Stickstoff in allen Entnahmetiefen als Nitrat vor, der Wassereinstau führte hier nicht zu einem reduzierten Milieu.

Eine besondere Gefahr für die Auswaschung in das Grundwasser stellen hohe Nitratgehalte dar, weil sie im Boden kaum adsorbiert werden und somit leicht und weit verlagert werden können. Diese Mobilität ist auch in sauerstoffhaltigen Grundwasserleitern gegeben (CEAZAN et al. 1989). Ammonium hingegen wird in ähnlicher Weise wie Kaliumionen stark im Boden adsorbiert (GRÖNGRÖFT 1991), wodurch eine räumliche Ausbreitung eingeschränkt ist. Die vorgestellten Sande (laut AG BODENKUNDE, 1982, ist in Sanden ein Feinkornanteil bis 15 % möglich) sind in dieser Hinsicht sehr unterschiedlich zu bewerten. So stellen die fortwährend hohen Ammoniumausträge des Sandes mit 2% frischem Schlick vor allem dann eine Gefahr für das Grundwasser dar, wenn unterhalb der Sande keine sorptionsstarken Substrate vorliegen oder in aeroben Zonen eine Oxidation zum Nitrat stattfindet. Die vor allem zu Beginn des Versuchs hohen Nitrat-Gehalte im Sickerwasser der Lysimeter 1, 2 und 4 treten zwar nur zeitlich begrenzt auf, das  $\text{NO}_3$  ist aber bei ausbleibender Denitrifikation schnell ins Grundwasser verlagert.

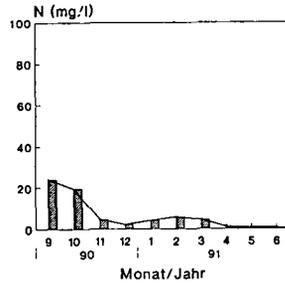
## Literatur

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3.Aufl., Hannover.
- CEAZAN, M.L., et al. (1989): Retardation of ammonium and potassium transport through a contaminated sand and gravel aquifer: The role of cation exchange. *Environ. Sci. Technol.*, **23**, 1402-1408.
- FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G., (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York.
- GRÖNGRÖFT, A. (1991): Untersuchung des Sickerwasser- und Stoffeintrag aus Hafenschlick-Spülfeldern in den oberen Grundwasserleiter der Hamburger Elbmarsch. Diss. Univ. Hamburg, 255 S.
- MAASS, B. & MIEHLICH, G., (1988): Die Wirkung des Redoxpotentials auf die Zusammensetzung der Porenlösung in Hafenschlickten. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, **56**, 289-294.

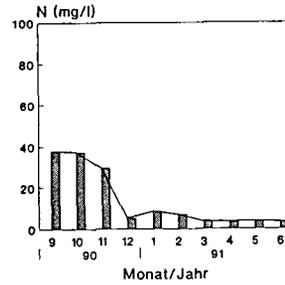
0 % Schlick  
100% Sand



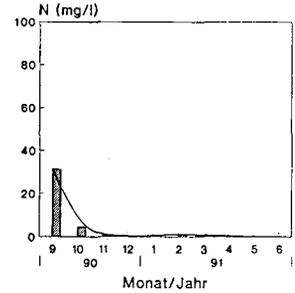
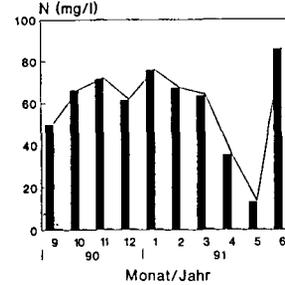
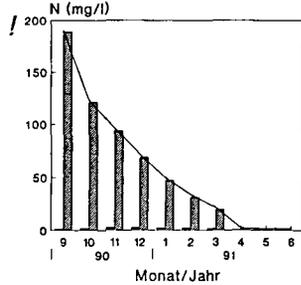
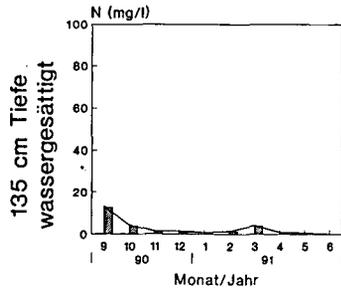
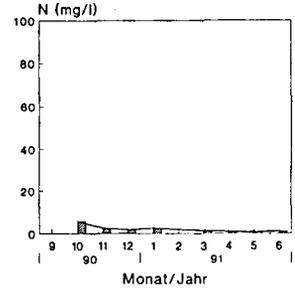
1 % frischer Schlick  
99 % Sand



2 % frischer Schlick  
98 % Sand



2 % alter Schlick  
98 % Sand



**Erfassungsmethoden zur Gewässerbelastung am Beispiel  
der Wirkung von Lindan auf planktische Organismen**

von

Weiss, K.\* , A. Goepfel\*, A. Peither\*\* u. J.P. Lay\*

**EINLEITUNG**

Die Anzahl ökotoxikologischer Prüfverfahren zur Abschätzung des Umweltgefährdungspotentials von Schadstoffen ist in den vergangenen Jahren, nicht zuletzt unter dem Druck legislativer Maßnahmen wie Chemikalien- und Pflanzenschutzgesetz, sprunghaft angestiegen. Auf der Ebene der Individuen werden vorwiegend Monospezies-Kurzzeittests zur Ermittlung der akuten Toxizität durchgeführt. Langzeittests auf der blönotischen Ebene umfassen Untersuchungen an natürlichen Ökosystemen sowie Multispezies-Tests; letztere werden im Freiland und Labor durchgeführt. Ihr Ziel ist die Simulation von Ökosystemstrukturen und -prozessen, um z.B. die Interaktionen zwischen Populationen unter Schadstoffeinfluß und Konkurrenzdruck studieren zu können.

Es werden drei Testverfahren zur Risikoabschätzung von Umweltschadstoffen auf aquatische Ökosysteme vorgestellt. Diese unterscheiden sich in ihrer biotischen und abiotischen Komplexität und reichen von Monospezies-Labortests bis zu Mesokosmos-Studien. Die Übertragbarkeit der ökotoxikologischen Daten zwischen den einzelnen systemaren Ansätzen wird überprüft. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen, wurde für alle Systeme die Modellchemikalie Lindan in der Konzentration von ca. 50 µg/l festgelegt. Als Maßstab für die toxische Wirkung wurden Veränderungen der Populationsdynamiken einzelner Zooplanktonvertreter (u.a. Rotatorien) im Vergleich zu unbelasteten Kontrollen herangezogen.

**MONOSPEZIES-LANGZEITTESTS MIT RÄDERTIEREN**

Ein 28 Tage-Rädertiertest wurde parallel mit den Klonen der Arten *Brachionus rubens* und *B. angularis* im Labor durchgeführt. Die eigentliche Lindanbelastung erfolgte für alle Organismen nach einer einwöchigen Eingewöhnungsphase an die Testbedingungen. Der Testzyklus startete mit 550 Individuen pro Testgefäß (Volumen 30 ml). Während der 35-tägigen Gesamtversuchsdauer wurde dreimal wöchentlich die Nährlösung (CHU 12) in den Versuchsgefäßen ausgetauscht, neue Futteralgen (*Monoraphidium minutum*) zugegeben und die Individuenzahl mit einem halbautomatischen Zählgerät (opto-elektronisches Meßprinzip) ermittelt. Um Populationseinbrüche wegen zu hoher Individuen-

\*GSF-Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 8042 Neuherberg

\*\*GSF-Institut für Ökologische Chemie....

dichten zu vermeiden, wurden die Testkulturen bei Erreichen einer Dichte von 1400 Individuen/Gefäß geteilt und somit ständig in einer optimalen Wachstumsphase gehalten. Im Ergebnis zeigte Lindan keinen Einfluß auf die Populationsentwicklung von *B. rubens*, wogegen die Wachstumsraten von *B. angularis* ab dem 16. Tag der Chemikalienbehandlung gehemmt wurden (Abb. 1). Die unterschiedlichen Ergebnisse belegen die art-spezifische Empfindlichkeit von Testorganismen auf eine Chemikalienbehandlung und verdeutlichen einen häufig diskutierten Schwachpunkt der Monospezies-Tests (SNELL & PERSOONE, 1989 a, b).

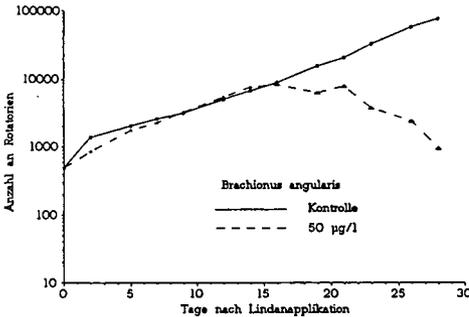


Abb. 1  
Populationsdynamik von *B. angularis*  
(Mediane, n=7)

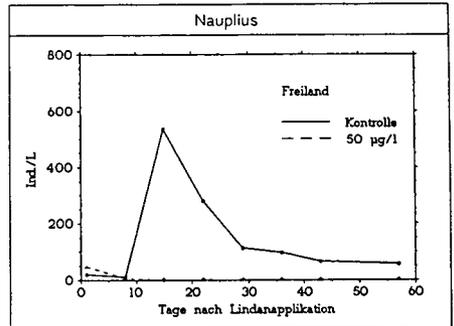


Abb. 2  
Populationsdynamik der Naupliustarven  
(Mediane, n=4)

## MULTISPEZIES-MIKROKOSMOSTEST

Multispezies-Systeme (Mikrokosmen) wurden unter künstlichen Labor- und natürlichen Freilandbedingungen installiert. Als Testsysteme dienten transparente Kunststoffbecken, die mit jeweils 22 L Teichwasser befüllt wurden. Planktische Organismen der Größe >200 µm wurden abfiltriert, um einem zu starken Fraßdruck vorzubeugen (LAY et al., 1987). Alle Mikrokosmen enthielten eine 3 cm hohe Sedimentschicht aus Quarzsand als physikalisches Substrat für benthische Organismen (GIDDINGS, 1983; METCALF et al., 1971).

Während der 8-wöchigen Belastungsdauer wurden in den Labor- und Freilandbecken sowohl direkte toxische Effekte als auch indirekte Reaktionen im Nahrungsgefüge festgestellt. Am deutlichsten trat die toxische Wirkung von Lindan auf die Crustaceenlarven (Nauplius) hervor (Abb. 2). Die Wirkungsweise auf die Gruppe der Rädertiere war sehr heterogen (vgl. WEISS, 1990). Sie reichte von drastischen Populations-einbrüchen bis zum Anstieg der Individuendichte einzelner Arten. Letzteres kann als Sekundäreffekt interpretiert werden, welcher besonders auf das frühzeitige Aussterben der Nauplien, eines starken Nahrungskonkurrenten, zurückzuführen ist. Die Entwicklung der Freiland-Mikrokosmen zeigte eine bessere Langzeitstabilität als die parallel betriebenen Laborsysteme. Dies wurde u.a. an der höheren Artenvielfalt und Individuendichte deutlich. Was die grundsätzliche Wirkung von Lindan auf die Populationsdynamik einzelner Arten angeht, kann jedoch nur von geringfügigen Unterschieden gesprochen werden.

FREILAND-MESOKOSMOSTEST

Der Mesokosmostest fand in einem speziell für Versuchszwecke eingerichteten Experimentalteich statt. Unter Verwendung von 1000 Litern fassenden Kunststoffröhren wurden Teile dieses Teiches als eigenständige Subsysteme abgetrennt. Mit diesen wurde der komplexeste Ansatz ökotoxikologischer Untersuchungsmethoden realisiert, weil er neben den natürlichen, planktischen Organismen auch die Biozönose des Teichsedimentes, Wasserpflanzen und Insektenlarven beinhaltet.

Nach einer kurzen Adaptionphase wurden die Mesokosmen über 6 Wochen mit 50 µg Lindan/L belastet. Wie im voran beschriebenen Mikrokosmen-Versuch lassen sich auch hier sowohl primäre als auch sekundäre Effekte unterscheiden. Als direkte Chemikalienschädigung ist das Aussterben der Insektenlarven *Chaoborus* (Abb. 3) und der Copepodenlarven (Nauplien) zu werten. Durch das Verschwinden der räuberischen *Chaoborus*-Population konnte sich die Rädertierspezies *Asplanchna priodonta* (Abb. 4) stark vermehren. Diese wiederum drängte die Populationsdichte einer weiteren Rädertierart, *Keratella quadrata* (Abb. 5), zurück. Weil bei den Mikrokosmos-Versuchen keine direkte toxische Wirkung auf *K. quadrata* festgestellt werden konnte, ist dieser Populationseinbruch als weitere, indirekte Auswirkung einer Räuber-Beute-Beziehung zu interpretieren.

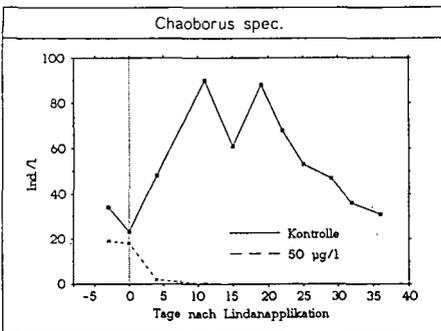


Abb. 3  
Populationsdynamik von *Chaoborus spec.*

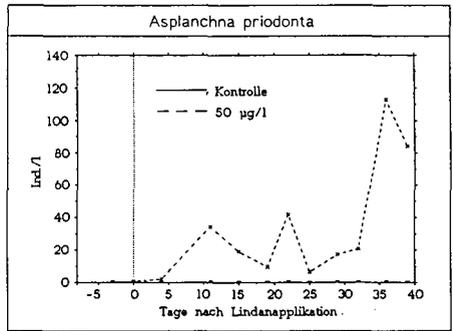


Abb. 4  
Populationsdynamik von *Asplanchna priodonta*

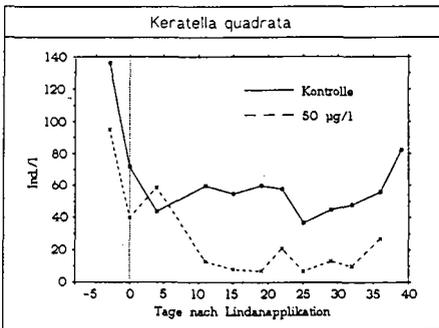


Abb. 5  
Populationsdynamik von *Keratella quadrata*

VERGLEICH DER UNTERSCHIEDLICHEN TESTMETHODEN

Die Ergebnisse aus den Labor-Monospezies-Tests können nicht auf die Multispezies-Systeme übertragen werden, da zwei Testläufe mit zwei unterschiedlichen Zooplanktonarten zu abweichenden Ergebnissen führten. Eine breite Übereinstimmung in der Wirkung von Lindan auf Rotatorien und Crustaceen zeigt sich dagegen bei den Labor- und Freilandmikrokosmen (Tab. 1). Mit einer leichten Einschränkung können deshalb die Befunde aus den Laborsystemen auf die Freilandsituation übertragen werden.

Weitgehend identische ökotoxikologische Effekte wurden ferner im Vergleich zwischen den Mikrokosmen- und Mesokosmenexperimenten erzielt (Tab.1). Mikrokosmen- sowie Mesokosmensysteme stellen daher geeignete Versuchsansätze dar, um die Wirkung von Schadstoffen auf Planktongesellschaften abzuschätzen.

	Mikrokosmen Labor / Freiland	Mesokosmen Freiland
<b>Rotatorien</b>	9 Arten	6 Arten
	11% - (1)	17% - (1)
	33% + (3)	17% + (1)
	55% = (5)	66% = (4)
<b>Crustaceen</b>	4 Arten	3 Arten
	25% - (1)	33% - (1)
	25 / 50% + (1 / 2)	67% = (2)
	50 / 25% = (2 / 1)	

Tab.1:  
Statistischer Überblick  
der Lindaneffekte auf  
die Organismengruppen

- Populationsabnahme nach Lindanapplikation (im Vergleich zur Kontrolle)
- = Keine deutlichen Unterschiede in der Populationsdynamik zwischen Kontrollen und belasteten Becken
- + Populationsanstieg nach Lindanapplikation (im Vergleich zur Kontrolle)

LITERATUR

GIDDINGS, J.M. (1983): Microcosms for assessment of chemical effects on the properties of aquatic ecosystems. - In: Hazard assessment of chemicals, Current Developments, Vol. 2, Academic Press, New York: pp. 45 - 94

LAY, J.P., MÜLLER, A., PEICHL, L., LANG, R. & KORTE, F. (1987): Effects of  $\gamma$ -BHC (lindane) on zooplankton under outdoor conditions. - Chemosphere 16: 1527 - 1538

METCALF, R.L., SANGHA, G.K. & KAPOOR, I.P. (1971): Model ecosystem for the evaluation of pesticide biodegradability and ecological magnification. - Environ. Sci. Technol. 5: 709 - 713

SNELL, T.W. & PERSOONE, G. (1989a): Acute toxicity bioassays using rotifers. I. A test for brackish and marine environments with *Brachionus plicatilis*. - Aquat. Toxicol. 14: 65 - 80

SNELL, T.W. & PERSOONE, G. (1989b): Acute toxicity bioassays using rotifers. II. A freshwater test with *Brachionus rubens*. - Aquat. Toxicol. 14: 81 - 92

WEISS, K. (1990): Entwicklung und Erprobung aquatischer Labor- / Freilandsysteme zur ökotoxikologischen Bewertung von Xenobiotika am Beispiel von Lindan und der Populationsdynamik von Rotatorien. - Dissertation TU München-Weihenstephan

## **Bodeneigenschaften verschieden meliorierter Neulandböden aus Löß unter konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftung**

von M. Weyers\* und D. Schröder\*

### **Projektziel**

Teilflächen der Neulandböden des Rheinischen Braunkohlenreviers sind verdichtet und vernäbt. Für sie sollen im Rahmen eines BMFT-Projektes in Zusammenarbeit mit dem Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn optimale Meliorations- und Bewirtschaftungsverfahren erkundet werden.

### **Versuchsaufbau und Methoden**

Die Untersuchungen werden auf einer 1979 trocken verkippten, typischen Neulandfläche mit mehrfaktorieller Versuchsanlage durchgeführt. Im September 1989 wurde die Fläche mit verschiedenen Verfahren melioriert, die in Fruchtfolge und Bestellung verschiedene Folgebewirtschaftung wird vom Schirrhof Frimmersdorf der RheinBraun AG durchgeführt.

Die bodenphysikalische Untersuchung wurde nach den üblichen Methoden mit 100 cm<sup>3</sup> Stechringen, im bodenmechanischen Teil mit 250 cm<sup>3</sup> Stechringen durchgeführt. Die Vorbelastung wurde nach dem Verfahren von CASAGRANDE (1936) ermittelt.

Neu eingeführt werden hier die Begriffe **Rekompaktionsdruck  $P_K$**  und **Rekompaktionsfaktor  $S_{GPV}$  ( $\sigma$ )**: Der **Rekompaktionsdruck  $P_K$**  ist die statische Auflast/Fläche [kPa], die einen tiefgelockerten Boden bei gegebener Vorentwässerung erstmalig und temporär (incl. reversibler Setzung) hinsichtlich eines aussagekräftigen Parameters auf den Status vor der Lockerung wiederverdichtet.

Der **Rekompaktionsfaktor  $S_{GPV}$  ( $\sigma$ )** ist der Mittelwert der Quotienten aus der Druckempfindlichkeit des gelockerten Bodens zur Druckempfindlichkeit des ungelockerten Bodens hinsichtlich eines aussagekräftigen Parameters (hier: Gesamtporenvolumen GPV) bei gegebener Vorentwässerung und definiertem Auflastbereich (hier: 5-500 kPa).

Bei der Darstellung der Porenvolumina (Abb.1) ging die prozentuale Abweichung der Werte vor der Drucksetzung vom Mittelwert in einer Korrektur der Porenvolumina nach der Drucksetzung ein.

### **Feldbodenkundliche und bodenphysikalische Eigenschaften**

Die mittlere Korngrößenverteilung (n=28) entspricht einem stark lehmigen Schluff bei Skelettanteilen von 0,1 Gew.% bis 6,0 Gew.%. Substratbedingt ist die Gefügestabilität gering.

### **Vergleich der Meliorationswirkung bei konventioneller und bodenschonender Bestellung unter verschiedenen Fruchtfolgen:**

Die Tieflockerung der stark verdichteten Böden bewirkt eine deutliche Herabsetzung der Lagerungsdichte und des Eindringwiderstandes. Gesamtporenvolumen und Grobporen sind hochsignifikant erhöht. Die Permeabilitätsbeiwerte sind in beiden Bewirtschaftungsvarianten entsprechend um ein Mehrfaches höher (s. Tab.1-3).

Das MM 100 erzielte bei zweifacher Überfahrt in der Lockerungswirkung dem TLG 12 vergleichbare Ergebnisse, aber die erreichte Lockerungstiefe von maximal 65 cm ist zu gering.

Die kombinierte Melioration (TLG12+8m Drainage) weist signifikant höhere Gesamtporenvolumina, Grobporenanteile, eine geringere Lagerungsdichte, niedrigere Eindringwiderstände und höhere Luftdurchlässigkeiten (vergl. Tab.1-6) gegenüber den alleinigen Tieflockerungsmaßnahmen auf. Das kann zum einen auf eine geringfügige Heterogenität der Versuchsfläche, vor allem aber auf die rechtzeitige Abfuhr freien Wassers (Tensiometermessungen) in der Sickerwasserperiode - und damit geringerer Destabilisierung der Aggregate durch übermäßige Durchfeuchtung - zurückgeführt werden.

\* Universität Trier, Institut für Bodenkunde, Postfach 38 25, 5500 Trier

Die Verschlämmung unter Zuckerrübe hat 1990 Grobporenanteile und Permeabilitätswerte der Krume stark verringert, die Lagerungsdichte erhöht.

Schon die zweimalige bodenwendende Bearbeitung führt unter der Krume der tiefgelockerten Böden zu einem starken Rückgang der weiten Grobporen, des Gesamtporenvolumens und einem Anstieg der Lagerungsdichte (s. Tab. 3-6).

Die Klee grasvariante erhält die Lockerungswirkung weitgehend und kann sie z.T. durch eine Erhöhung des Anteeiles weiter Grobporen noch verbessern.

1990									
<b>Tab. 1: Gesamtporenvolumen (Vol. %)</b>					Probenahme: April/Mai 1990				
Mittelwerte aus je 3 Schürftgruben mit je 6 Wiederholungen					Klee gras bs.				
Kulturen nach Mel.: Senf/(Zuckerrübe) konv.					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Meliorationsvar.: ungel. MM100 TLG12 TLG/8m					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Tiefe :									
15cm	40,1	41,0	41,8	44,1	44,2	51,0	46,0	47,8	
50cm	37,2	46,3	45,6	47,0	37,7	48,1	44,9	50,3	
60/70cm	35,1	46,4	44,8	51,3	34,3	47,4	45,0	50,6	
95cm	37,4	39,2	33,4	40,5	37,8	41,7	36,5	40,6	
<b>Tab. 2: Grobporen &gt; 50 µm (Vol. %)</b>					Probenahme: April/Mai 1990				
Mittelwerte aus je 3 Schürftgruben mit je 6 Wiederholungen					Klee gras bs.				
Kulturen nach Mel.: Senf/(Zuckerrübe) konv.					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Meliorationsvar.: ungel. MM100 TLG12 TLG/8m					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Tiefe :									
15cm	4,8	4,6	7,5	8,4	9,6	15,8	11,0	11,1	
50cm	3,3	15,0	14,3	12,7	3,3	14,3	13,0	16,9	
60/70cm	1,7	14,5	13,1	15,2	4,7	13,1	10,8	16,9	
95cm	3,1	3,0	2,4	1,5	4,7	4,4	3,3	5,2	
<b>Tab. 3: Luftdurchlässigkeitsbeiwert ka (µ²)</b>					Probenahme: April/Mai 1990				
Mittelwerte aus je 3 Schürftgruben mit je 6 Wiederholungen					Klee gras bs.				
Kulturen n. Mel.: Senf/(Zuckerrübe) konv.					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Meliorationsvar.: ungel. MM100 TLG12 TLG/8m					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Tiefe :									
15cm	1,9	2,7	3,7	17,6	15,6	82,8	14,4	23,3	
50cm	1,8	26,4	18,6	16,3	1,7	15,7	22,7	40,7	
60/70cm	0,5	27,0	23,9	39,5	1,5	10,3	9,3	27,0	
95cm	0,6	0,9	5,5	0,3	1,9	4,2	1,2	2,0	

1991									
<b>Tab. 4: Gesamtporenvolumen (Vol. %)</b>					Probenahme: April/Mai 1991				
Mittelwerte aus je 3 Schürftgruben mit je 6 Wiederholungen					Klee gras/Winterweizen bs.				
Kulturen nach Mel.: ZR konv./Winterweizen konv.					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Meliorationsvar.: ungel. MM100 TLG12 TLG/8m					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Tiefe :									
15cm	50,8	45,0	49,9	49,7	45,7	49,8	44,6	43,4	
50cm	38,0	42,2	42,2	45,9	37,8	47,6	44,9	50,4	
60/70cm	36,5	42,1	45,8	49,6	38,0	45,8	44,5	51,8	
95cm	37,8	38,3	34,2	40,4	39,1	39,2	33,0	40,2	
<b>Tab. 5: Grobporen &gt; 50 µm (Vol. %)</b>					Probenahme: April/Mai 1991				
Mittelwerte aus je 3 Schürftgruben mit je 6 Wiederholungen					Klee gras/Winterweizen bs.				
Kulturen nach Mel.: ZR konv./Winterweizen konv.					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Meliorationsvar.: ungel. MM100 TLG12 TLG/8m					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Tiefe :									
15cm	19,0	9,5	18,3	15,4	12,8	17,2	11,6	7,8	
50cm	5,4	9,0	10,8	10,0	4,6	15,4	15,2	18,6	
60/70cm	3,4	8,6	14,5	12,2	5,7	12,8	13,4	18,9	
95cm	4,7	5,2	2,9	1,3	6,7	6,1	1,9	3,6	
<b>Tab. 6: Luftdurchlässigkeitsbeiwert ka (µ²)</b>					Probenahme: April/Mai 1991				
Mittelwerte aus je 3 Schürftgruben mit je 6 Wiederholungen					Klee gras/Winterweizen bs.				
Kulturen n. Mel.: ZR konv./Winterweizen konv.					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Meliorationsvar.: ungel. MM100 TLG12 TLG/8m					ungel. MM100 TLG12 TLG/8m				
Tiefe :									
15cm	55,9	13,8	43,9	32,2	47,2	24,5	28,1	22,6	
50cm	2,5	6,5	9,7	9,4	3,2	27,2	31,5	48,3	
60/70cm	1,0	5,7	23,4	17,0	2,8	11,0	22,5	30,7	
95cm	1,4	2,4	1,0	1,0	5,1	4,3	0,7	1,3	

### Bodenmechanische Aspekte

Die Krume der gepflügten ZR/WW-Varianten zeigt für 23 cm bis 27 cm Tiefe eine vollständige Durchmischung und Lockerung (s. Abb. 1) bei entsprechend geringerer Vorbelastung gegenüber der (seit 1988) ohne Pflug bewirtschafteten Klee gras/WW-Variante. Der bodenschonend bearbeitete tiefgelockerte Boden hat in dieser - durch den Grubber nicht mehr erreichten - Tiefe aufgrund der Melioration günstigere Werte (s. Tab. 1).

Die hohen Vorbelastungswerte der ungelockerten Unterbodenhorizonte erklären sich durch die Art der Rekultivierung (Planieren des verkippten Materials mit Raupe). Die tiefgelockerten Horizonte weisen für 48-52 cm Tiefe eine höhere Vorbelastung in der bodenwendenden als in der bodenschonend bewirtschafteten Variante auf (s. Tab. 7). Das durch Pflugsohlenbildung in 48-52 cm Tiefe schon geringere Porenvolumen der tiefgelockerten ZR/WW-Fläche wird durch einen Druck von 353 kPa ( $P_K$  Sofortsetzung) bzw. 170 kPa ( $P_K$  23h Setzung) bei pF 1,8 auf Werte des ungelockerten Bodens reduziert (s. Abb. 1). Der Porenvolumenrückgang ist im Bereich der Erstverdichtung nur zu einem geringeren Teil reversibel und überwiegend durch einen Rückgang der weiten Grobporen  $>50 \mu\text{m}$  bedingt (vergl. auch DUMBECK 1986). Der Rekompaktionsdruck der Sofortsetzung kann durch Einsatz schwerer, in der Pflugfurche fahrender Schlepper erreicht werden, insbesondere unter Berücksichtigung der dynamischen Belastung fahrender Schlepper, die neben der vertikalen Auflast zusätzlich verdichtend wirkende Schubkräfte aufbauen (BURGER et al. 1987; HORN 1981; LEBERT 1989; SÖHNE 1958). Die bodenschonend bewirtschaftete Klee gras/WW-Variante weist bei deutlich größerem Porenvolumen einen Rekompaktionsdruck  $>500$  kPa auf, ein Wert, der bei dieser Bewirtschaftung in dieser Tiefe nicht erreicht wird. Der Rekompaktionsfaktor  $S_{GPV}$  (5-500 kPa) bei pF = 1,8 läßt für 48-52 cm Tiefe in der gelockerten Klee gras/WW-Variante einen 2,6-fach höheren Porenvolumenrückgang, für die ZR/WW-Fläche durch eine Erhöhung der Kornkontaktzahl (Pflugsohlenverdichtung!) nur einen 1,8-fach höheren Porenvolumenrückgang als die jeweils ungelockerte Variante erwarten. Damit wirkt die Pflugsohle zwar als tragfähigere Schicht, die jedoch bei hinreichender Bodenfeuchte auf Werte des ungelockerten Bodens rückverdichtet werden und dann wurzelwachstumshemmend wirken kann.

Die gelockerten Böden zeigen in 68-72 cm Tiefe bei beiden Varianten eine gute Erhaltung der Lockerungswirkung. Aufgrund der Pflugsohle ist das Porenvolumen als auch der Rekompaktionsfaktor der ZR/WW-Variante in 68-72 cm Tiefe geringfügig höher als in der bodenschonend bewirtschafteten Variante.

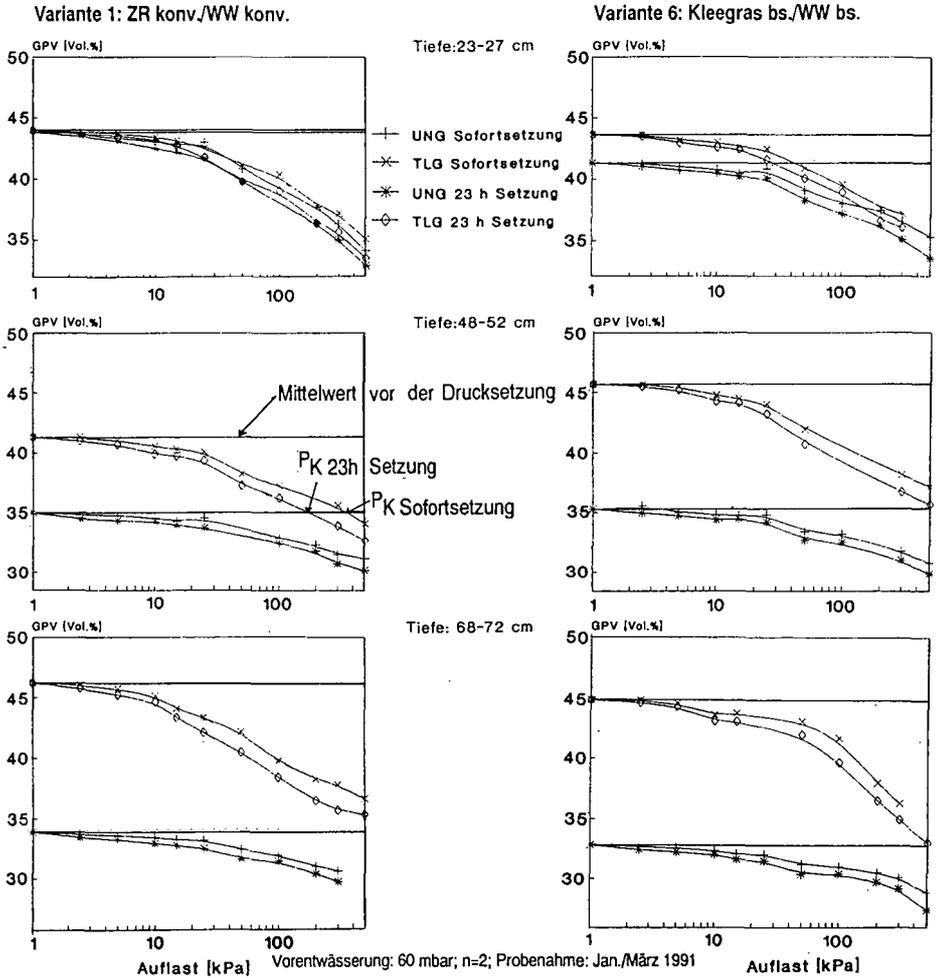
Der Vergleich der Rekompaktionsfaktoren von Sofortsetzung und 23 h Setzung zeigt die relativ größere Empfindlichkeit tiefgelockerter Böden gegen kurzfristige Belastung.

Tab. 7: Übersicht der bodenmechanischen Parameter Vorbelastung  $P_V$  (kPa), Verdichtungsverhältnis, Rekompaktionsdruck  $P_K$  (kPa) und Rekompaktionsfaktor  $S_{GPV}$  (5-500 kPa) bei pF 1,8 für tiefgelockerte und ungelockerte Böden unter konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftung (n=2)

Variante	Tiefe cm	$P_V$		$P_K$		$S_{GPV}$	
		pF=1,8	pF=1,8	Soforts.	23hS.	Soforts.	23hS.
TLG 12	23-27	44	10,7	n.b.	n.b.	1,1	1,0
ZR/WW	48-52	49	5,6	353	170	1,8	1,7
konv.	68-72	28	2,2	$>500$	$>500$	2,8	2,4
UNG	23-27	49	11,8				
ZR/WW	48-52	115	13,0				
konv.	68-72	172	13,4				
TLG 12	23-27	37	8,9	n.b.	n.b.	1,5	1,2
Klee gras/	48-52	32	3,7	$>500$	$>500$	2,6	2,2
WW bs.	68-72	27	2,2	$>500$	$>500$	2,3	2,0
UNG	23-27	66	15,4				
Klee gras/	48-52	126	13,8				
WW bs.	68-72	169	12,9				

Soforts.: Sofortsetzung  
23hS.: 23-Stunden-Setzung

Abb. 1: Veränderung des korrigierten Gesamtporenvolumens unter steigender Auflast in Flächen konventioneller (konv.) und bodenschonender (bs.) Bearbeitung



**Literaturliste:**

BURGER, N., LEBERT, M. und HORN, R. (1987): Druckausbreitung unter fahrenden Traktoren im natürlich gelagerten Boden.- in: *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 55/1, S.135-140.

CASAGRANDE, A. (1936): The determination of preconsolidation load and its practical significance.- *Proc. I. Conf. Soil Mech. Found.*, Vol. 3, p 60.

DUMBECK, G. (1986): *Bodenphysikalische und funktionelle Aspekte der Packungsdichte von Böden.*- Diss., Universität Gießen.

HORN, R. (1981): Die Bedeutung der Aggregation von Böden für die mechanische Belastbarkeit in dem für Tritt relevanten Auflastbereich und deren Auswirkungen auf physikalische Bodenkenngrößen.- *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* Nr. 10; TU Berlin.

LEBERT, M. (1989): *Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden.*- Bayreuther bodenkundliche Berichte, Bd.12, Universität Bayreuth.

SÖHNE, W. (1958): Fundamentals of pressure distribution and soil compaction under tractor tires.- *Agricultural engineering*, 39, 275-286.

**Stoffausträge aus Dränflächen<sup>1</sup>**  
**Stickstoffverluste**  
**aus einer intensiv genutzten Kalkmarsch**

von  
Wichtmann, W.<sup>2</sup> und M. Wegner<sup>3</sup>

**1 Zielsetzung**

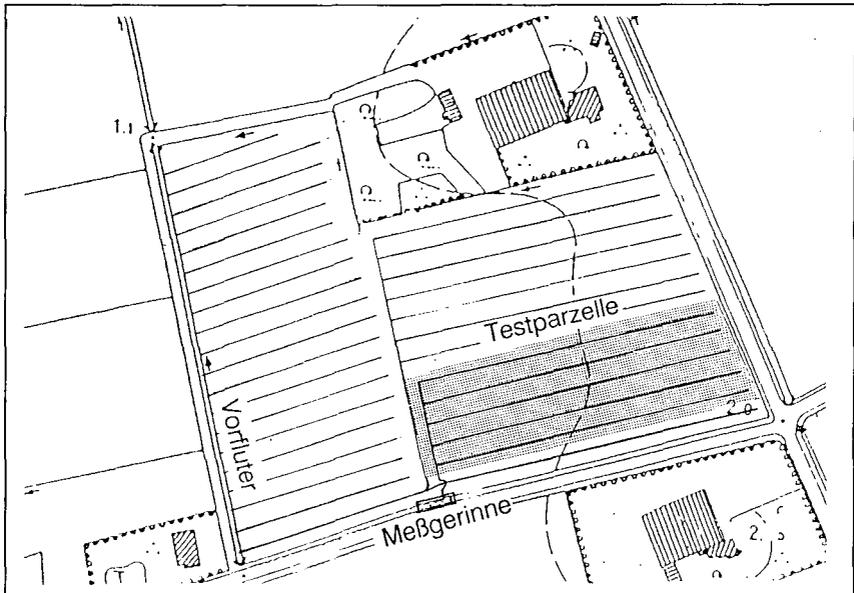
Gegenstand der Untersuchungen ist die Erfassung von Stoffverlusten aus Dränflächen mit hoher zeitlicher Auflösung, um mögliche Austragsspitzen zu quantifizieren. Dränflächen eignen sich sehr gut für Stofftransportuntersuchungen, weil Austräge leicht meßbar sind und diese einer definierten Beitragsfläche zugeordnet werden können (ZAKOSEK 1988).

Stickstoffausträge sind von übergeordnetem Interesse, da sie einerseits Verluste für die Landwirtschaft darstellen und andererseits Grund- und Oberflächenwässer belasten.

Ziel unserer Untersuchungen ist die Erstellung eines Prognosemodells, das dem Landwirt eine hinreichend genaue Abschätzung des Austragsverhaltens eines Standortes mit Hilfe einfach zu erhebender Parameter liefert. Zur Kalibrierung und Validierung dieses Modells wurden umfangreiche Feld- und Labormessungen durchgeführt.

Erste Simulationen erfolgten mit dem Vorhersagemodell LEACHN (WAGENET und HUTSON 1989), um die Einsetzbarkeit von 1-dimensionalen Stofftransportmodellen zur Berechnung von Stickstoffverlusten innerhalb eines Dränsystems zu überprüfen.

**2 Standort**

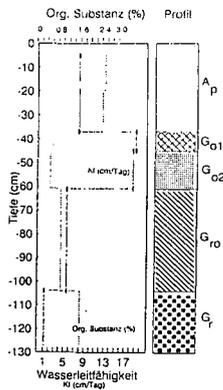


**Abb.1:** Untersuchungsstandort Sönke-Nissen-Koog

1 Wir danken für die Förderung des Projekts durch das Bundesministerium für Landwirtschaft (BML).

2 Inst. für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, CAU-Kiel, Hermann-Rodewaldstr., 2300 Kiel 1

3 Projektzentrum für Ökosystemforschung, CAU-Kiel, Schauenburger Str.112, 2300 Kiel 1



Der Standort der Untersuchungen befindet sich im Sönke-Nissen-Koog, Kreis Nordfriesland, Schleswig-Holstein. Der Koog wurde im Jahr 1927 eingedeicht. Der Boden wird als Kalkmarsch angesprochen. Es handelt sich hierbei um einen sandig-schluffigen Lehm. Aufgrund der guten Struktur und des relativ hohen Sandgehaltes des Bodens (30 - 60%) werden  $k_f$ -Werte um 10 cm/d gemessen (Abb.2).

Der Standort wurde vor 12 Jahren mit einer Systemdrainung versehen. Der Dränabstand beträgt 12 m bei einer Dräntiefe von 87 - 95 cm (Abb.1).

**Abb.2:** Bodenprofil mit  $C_{org}$  und  $k_f$

### 3 Methodik

Innerhalb einer Dränfläche von 5.0 ha wurde eine Testparzelle von 1.1 ha eingerichtet. Um Randeffekte zu minimieren, wurden fünf Sauger in der Feldmitte mit einem separaten Sammler gefaßt und zur Meßeinheit geführt (s. Abb.1).

Die Bestimmung der Abflußspende erfolgte mittels Venturikanal bei kontinuierlicher Registrierung des Wasserstandes im Gerinne mit Hilfe eines Tauchsensors. Über eine automatische Probenahme wurde die Abflußqualität zeitlich hochaufgelöst. Stickstoffaustragsspitzen konnten auf diese Weise gut beobachtet werden.

Um das Stoffaustragsverhalten der Testparzelle über verschiedene Modelle berechnen zu können, erfolgten weitere umfangreiche Untersuchungen: Bestimmung von Niederschlagsmenge und -qualität, von Grundwasserständen sowie des Matrixpotentials, von Bodentemperatur und Qualität der Bodenlösung in verschiedenen Tiefen und Abständen vom Drän.

Der Stickstoffaustrag wurde mit dem Modell LEACHN (HUTSON und WAGENET 1989) simuliert. LEACHN gehört zu dem Simulationsmodellpaket LEACHM (Leaching Estimation And Chemistry Model), mit welchem der Transport von Wasser, Kationen, Pestiziden und Stickstoff im Boden berechnet werden kann. LEACHN berücksichtigt alle quantitativ bedeutenden Prozesse zur Stickstoffdynamik im Boden: Die Eintragskomponenten Niederschlag und Düngung, die Transformationsprozesse Nitrifikation, Denitrifikation und Hydrolyse von Harnstoff sowie Pflanzenaufnahme und gasförmige Ammoniakverluste gehen in die Simulation ein. (Tab.1)

**Tab.1:** Eingabegrößen für LEACHN

Parameter	Auflösung	Eingabewerte
<b>Bedingungen</b>		
Wasserbewegung	1-dimensional/vertikal	
<b>Input</b>		
Niederschläge Stickstoffdeposition	täglich	s. Tab.2
Verdunstung nach HAUDE	wöchentlich	s. Tab.2
Bodentemperaturen	Monatsmittel	0.3 bis 7.7 °C
Düngergaben: Harnstoff	täglich	s. Tab.3
Reststickstoffgehalte	täglich	70 kg N
Hydrolyseraten		0.16 bis 0.36 1/d
Nitrifikationsraten		$0.06 \cdot 10^{-1}$ bis $0.36 \cdot 10^{-1}$ 1/d
Denitrifikationsraten		$0.04 \cdot 10^{-2}$ bis $0.24 \cdot 10^{-2}$ 1/d
<b>Output</b>		
Raum	10 cm	
Zeit	täglich	

### 4 Ergebnisse

Die Untersuchungen haben bestätigt, daß Dränflächen gut geeignet sind, Stickstoffverluste aus dem Wurzelraum zu quantifizieren. Aus Tab.2 geht hervor, daß die gemessene Abflußspende hinreichend genau mit der aus der klimatischen Wasserbilanz abgeleiteten Sickerwassermenge übereinstimmt.

Ferner ist zu beobachten, daß der Dränabfluß bei Niederschlagsereignissen aufgrund der guten hydraulischen Eigenschaften und der hohen Wassergehalte des Bodens nur mit geringer zeitlicher Verzögerung eintritt.

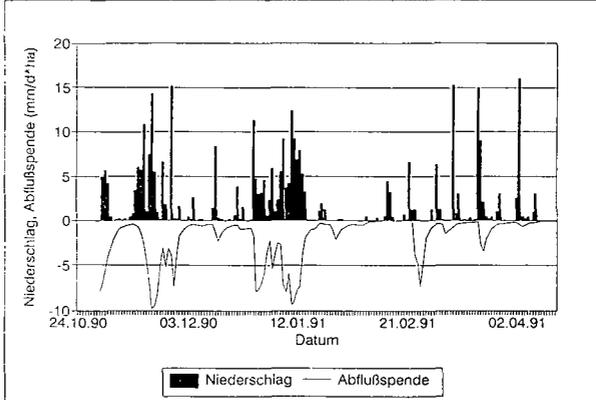


Abb.3: Niederschlag und Abflußverhalten

Tab.2: Klimatische Wasserbilanz vom 1.11.90 bis 15.4.91

Niederschlag (mm)	Evapo- transpiration (mm)	Abfluß Dränfläche (mm)	Klimatische Wasserbilanz (mm)
331.8	49.4	306.4	282.4

Die Abflußqualität weist keine Periodizität auf. Nur bei hohen Abflußereignissen im Herbst '90 ist ein nennenswerter Verdünnungseffekt zu beobachten. Im übrigen ist eine stetige Abnahme der Nitratkonzentration von ca. 4 mg NO<sub>3</sub>-N über den Untersuchungszeitraum zu registrieren (Abb.4). Demnach werden die Stickstoffverluste über den Drän vornehmlich durch die Abflußintensität bestimmt (Abb.5). Daraus ergeben sich ausgeprägte Austragsspitzen.

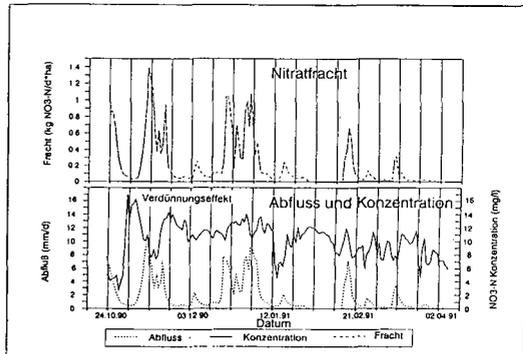
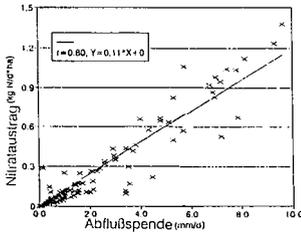


Abb.4: Zeitlicher Verlauf von Abfluß, Konzentration und Fracht



**Abb.5:** Beziehung zwischen Abflußspende und Nitrataustrag

Die Höhe des Gesamtstickstoffaustrages über den Untersuchungszeitraum entspricht auf der Testparzelle in etwa dem Input durch Niederschlag (Tab.3).

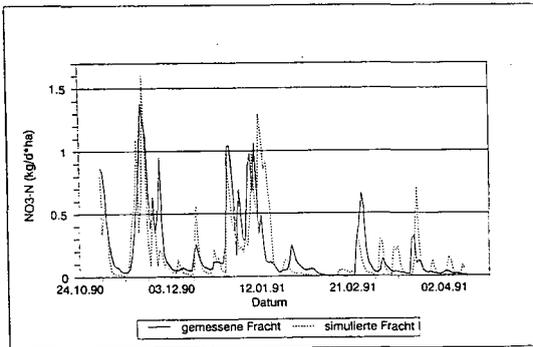
Dieser Betrag ist im Vergleich zu anderen Standorten (z.B. Geest) sehr niedrig (WICHTMANN und WIDMOSER 1990).

Der hohe Gehalt an organischer Substanz im Unterboden (Abb.2) läßt auf eine beträchtliche Denitrifikation schließen (vgl. SCHNEIDER, U. und K. HAIDER).

**Tab.3:** Stickstoffeinträge und -verluste

Düngung (kg N)	Eintrag durch Niederschlag (kg N)	Gemessener Austrag (kg N)	Simulierter Austrag (kg N)
275.0	25.4	33.2	29.2

Erste Simulationsläufe mit LEACHN zeigen eine befriedigende Übereinstimmung mit den Meßwerten (Abb.6). Die Sickerwassermenge und der Gesamtstickstoffaustrag können für den Untersuchungszeitraum gut vorhergesagt werden (Tab.3). Trotz des Einsatzes eines 1-dimensionalen Modelles werden auch in der Dynamik des Abflußverlaufs ausreichend genaue Ergebnisse erzielt.



**Abb.6:** Simulierte Stickstoffausträge aus der Dränfläche

### 5 Literatur

- WICHTMANN, W. and P. WIDMOSER (1990): Field Studies on Movement of Dissolved Nitrogen in Soils. Symposium "Nitrates, Agriculture, Water", Paris, R. CALVET (Ed.), INRA- Editions, Versailles, 312 S.
- KRETZSCHMAR, R. und W. WICHTMANN (1990): Nitratauswaschung aus Dränflächen. Schriftenreihe der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Heft 72, Verlag Paul Parey, Hamburg, 185-193.
- HUTSON, J.L. and R.J. WAGENET (1989): Leaching Estimation And Chemistry Model. Eigenverlag, Cornell University, Ithaca, New York, 114 S.
- SCHNEIDER, U. und K. HAIDER (1990): Denitrifikationsmessungen im Feld und Bestimmung der Auswaschungsverluste von Dünger- und Boden-N. VDLUFA-Schriftenreihe 32, Kongreßband, 295-300.
- ZAKOSEK, H. (1988): Über Nitrateintrag in das Grundwasser. Vorträge der 41. Hochschultagung in Münster, Eigenverlag, 51-66.

**Räumliche Heterogenität  
des Bodenwasserflusses unter Wäldern**

von

Klaus v. Wilpert u. Erich Mies\*

### **1. Einleitung**

Wälder sind in allen ihren Kompartimenten stark strukturiert. Strukturen wirken sich variierend auf Transportprozesse aus. Die Variation der Stoffflüsse in Waldböden ist zu einem hohen Anteil nicht zufällig, sondern hängt von meßbaren Struktureigenschaften der Kompartimente ab. Diese "Strukturinformationen" können dazu verwendet werden, Areale nach Fließbedingungen zu stratifizieren und damit Meßstellen ökonomisch einzusetzen.

In einer Freiland-Dauerbeobachtungsanlage der FVA sollen für Waldökosysteme unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung Stoffflüsse und deren raum-zeitliche Variabilität beobachtet werden.

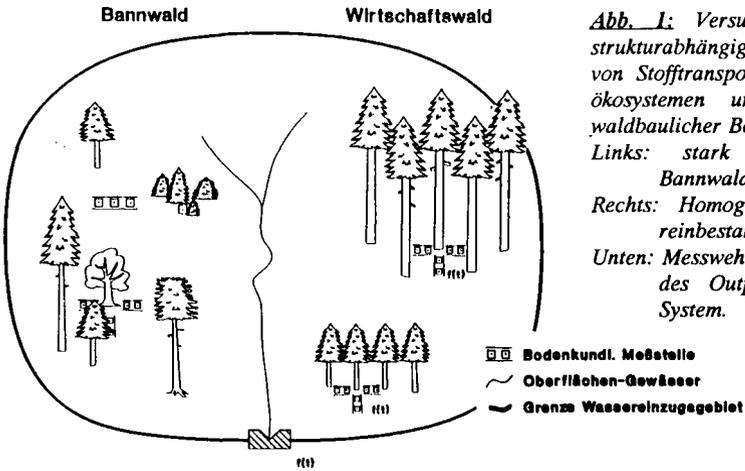
### **2. Material und Methoden**

Verglichen werden ein "Bannwald" (langfristiger Dauerwald mit standortsgemäßer Mischbestockung) und ein Fichten-Reinbestand auf gleichem Standort. Die Messungen werden in verschiedenen Struktureinheiten getrennt durchgeführt, um die Beziehung zwischen Bestandesstruktur und Stoffflüssen erkennen zu können. (s. Abb. 1).

Im Bannwald müssen Struktureinheiten auf verschiedenen Skalenebenen betrachtet werden. Die "Metastruktur" besteht hier aus Femellücken, Verjüngungskernen und Altholzpartien, welche ihrerseits durch eine von der Kronendichte bestimmten "Mesostruktur" gegliedert sind. Bei einschichtigen Reinbeständen ist dagegen das Mesostrukturmerkmal "Kronendichte" hinreichend für die Stratifizierung der Areale nach unterschiedlichen Fließbedingungen.

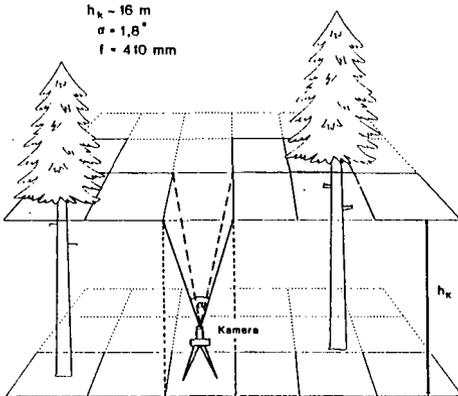
---

\* Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg  
Abt. Bodenkunde und Waldernährung, Abt. Botanik und Standortkunde



*Abb. 1: Versuchsanlage zur strukturabhängigen Erfassung von Stofftransporten in Wald-ökosystemen unterschiedlicher waldbaulicher Behandlung. Links: stark strukturierter Bannwald. Rechts: Homogener Fichten-reinbestand. Unten: Messwehr zur Erfassung des Outputs aus dem System.*

Die horizontale Variabilität der Kronendichte wurde über eine Belichtungsmessung mit einer handelsüblichen Spiegelreflexkamera erfasst (s. Abb. 2). Dabei wird die Kronendichte als Schwärzungsgrad eines zweidimensionalen Filters in Höhe der Kronenberührungsebene aufgefasst (v. WILPERT 1990).

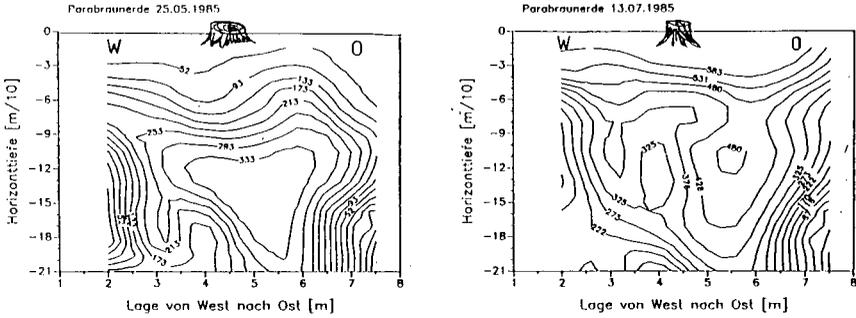


*Abb. 2: Meßanordnung zur Erfassung der Kronendichte über einzelnen Bodenwasser-Meßstellen anhand einer Kamera.*

Auf der Integrationsebene des Wassereinzugsgebietes wird der Stoffaustrag aus dem gesamten Ökosystem mit hoher zeitlicher Auflösung gemessen.

### 3. Ergebnisse

In Abhängigkeit von der Bestandesstruktur und der Kronendichte bildet sich ein kleinflächiges Muster der Wassersättigung, wie die in Abb. 3 aus einer früheren Untersuchung dargestellten Feuchteverteilungen im Wurzelraum von Reinbestandsfichten zeigen.

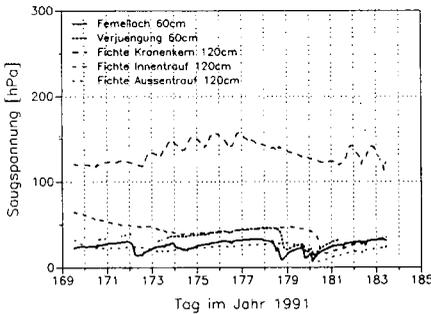


**Abb. 3:** Matrixpotentialverteilungen im Wurzelraum von Reinbestandsfichten.

Die Matrixpotentialunterschiede zwischen verschiedenen Kronensituationen sind auch am Beginn der Vegetationszeit bei sättigungsnahen Bedingungen signifikant unterscheidbar.

In Abb. 4 sind Saugspannungsverläufe in den Struktureinheiten des "Bannwaldes" unterhalb des Wurzelraumes gezeigt (120cm und 60cm).

Strukturelemente Dauerwald [18.06 – 02.07. 91]



**Abb. 4:** Saugspannungsverläufe in den einzelnen Strukturelementen des "Bannwaldes".

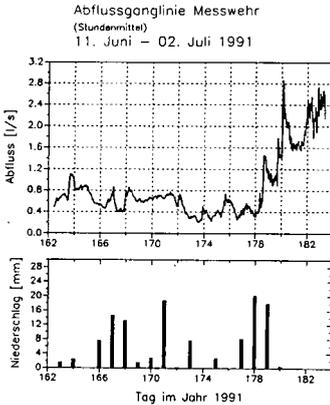
In ihrem Flächenanteil sind die Struktureinheiten sehr unterschiedlich repräsentiert. "Kronenkern" und "Innentrauf" nehmen den überwiegenden Teil der Bestandesfläche ein (ca. 80%), während die übrigen Situationen mit wesentlich geringeren Anteilen (ca. 20%) vertreten sind.

In Abb. 5 ist der Volumenabfluß aus dem gesamten Einzugsgebiet dargestellt. Die Abflußganglinie weist im dargestellten Zeitraum zwei deutlich unterschiedliche Phasen auf. Bis zum Tag 179 (28.7.) herrscht relativ geringer Abfluß mit in Relation zum Niederschlag kleinen Abflußpit-

Die Struktureinheiten verursachen systematische Unterschiede der Wassersättigung im Boden. Dabei liegen die Saugspannungen im "Femeloch", der "Verjüngung" und dem "Kronenrand" über längere Zeit im Bereich des schnell beweglichen Wassers, so daß diese Struktureinheiten das Transportgeschehen hauptsächlich bestimmen, während die Struktureinheiten "Innentrauf" und insbesondere "Kronenkern" deutlich weniger mobiles Bodenwasser aufweisen.

zen. Danach erhöht sich das Abfließniveau auf den doppelten bis dreifachen Wert und die Spitzen

werden wesentlich ausgeprägter. Diese Reaktion fällt zeitlich mit dem abrupten Absinken der Saugspannung im Bereich der Innenträufe der Altbäume zusammen (s. Abb. 4), die mit einem Flächenanteil von ca. 40% vertreten sind.



**Abb. 5:** Oben: Abfluß aus dem Wassereinzugsgebiet in dem die Untersuchungsparzellen liegen. Unten: Freilandniederschlag der Klimameßstation St. Peter.

#### 4. Schlussfolgerungen

- Meta- und mesoskalige Struktureinheiten von Wäldern bestimmen maßgeblich die Variabilität von Transportprozessen in Waldböden (KREUTZER 1985).
- Auf engem Raum (Auflösung ca  $1\text{m}^2$ ) treffen nahezu gesättigte und deutlich ungesättigte Fließregionen aufeinander.
- Dies hat Einfluß auf den Stofftransport sowie auf das kleinräumige Muster verfügbarer Nährelemente (JOCHHEIM 1985, RABEN 1989).
- Die Wichtung unterschiedlich stark gesättigter Fließregionen kann aufgrund von Durchschnittsmessungen (z.B. Bestandesniederschlagsrinnen) nicht erfolgen, da die Flächenanteile der einzelnen Strukturelemente von Wäldern sehr ungleich sind.

#### Literatur

- JOCHHEIM H., 1985: Der Einfluß des Stammablaufwassers auf den bodenchemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldbestände. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme - Waldsterben, 13, 225 S.
- KREUTZER K., 1985: Modellierung des Einflusses von Bestockungseigenschaften auf die Sickerung. NATIONAL-PARKVERWALTUNG BAYRISCHER WALD, Wald und Wasser Prozesse im Wasser- und Stoffkreislauf von Waldgebieten, 1, S. 193-210.
- RABEN G.H., 1988: Untersuchungen zur räumzeitlichen Entwicklung boden- und wurzelchemischer Stressparameter und deren Einfluß auf die Feinwurzelentwicklung in bodensaurigen Waldgesellschaften des Hils. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme - Waldsterben, 38, 253 S.
- VON WILPERT, K., 1990: Die Jahringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. Ein Methodenkonzept zur Erfassung standortspezifischer Wasserstreßdisposition. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 24, 184 S.

**Eignung organischer N-Fractionen  
zur Kennzeichnung des N-Nachlieferungspotentials von Böden**

von

Wodsak, H.-P. und W. Werner<sup>1</sup>

**1. Problemstellung**

Wichtiger Ansatzpunkt einer flächendeckenden Minimierung der Nitratauswaschung ist die weitere Verbesserung der N-Düngerbedarfsprognose. Hierzu ist es notwendig zusätzlich zum  $N_{\min}$ -Vorrat das standorttypische N-Nachlieferungspotential der Böden zu berücksichtigen. Es wurde geprüft, ob dies mit Hilfe eines einfachen chemischen Extraktionsverfahrens im Rahmen eines Gehaltsklassensystems geschehen kann.

Zunächst wurden verschiedene organische N-Fractionen der in Gefäß- und Inkubationsversuchen ermittelten N-Nachlieferung gegenübergestellt und so ihre Eignung zur Kennzeichnung des Nachlieferungspotentials geprüft.

Der Verteilung von  $CaCl_2-N_{org}$ -Werten als Grundlage für ein Gehaltsklassensystem galten weitere Untersuchungen, die mit dem "Nitratminderungsprogramm in Wasserschutzgebieten" des Landes Nordrhein-Westfalen verknüpft waren.

Die Untersuchungen münden in ein Konzept zur Berücksichtigung eines N-Nachlieferungsparameters im Rahmen der  $N_{\min}$ -Methode.

**2. Material und Methoden**

Folgende organische N-Fractionen wurden geprüft:  $CaCl_2-N_{org}$  ( $CaCl_2$ -Methode nach HOUBA, 1986);  $EUF-N_{org}$  (EUF-Methode nach NEMETH, 1976);  $N_{hwl}$  (Heißwasserlöslicher N nach BRONNER u. BACHLER, 1979);  $N_t$  (Gesamt-N nach Kjeldahl-Aufschluß, VDLUFA, 1955).

Die Bestimmung der N-Nachlieferung erfolgte in Kleingefäßversuchen (Erschöpfungsversuch mit W.Weidelgras) und in aeroben (BECK, 1983) und anaeroben (SIMS et al., 1967) Inkubationsversuchen. Hierzu kamen 1989 und 1990 20 bzw. 35 Ackerböden aus dem Rheinland (Löb bzw. Sandlöb) zum Einsatz. Die Probenahme erfolgte jeweils Anfang Februar vor der N-Düngung. Die pH-Werte lagen zwischen 6,0 und 7,5.

Die Untersuchungen zur Prüfung der organischen N-Fractionen wurden aus versuchstechnischen Gründen mit luftgetrockneten Böden durchgeführt. Bei der  $CaCl_2$ -Methode wurden an Teilproben zusätzlich die derzeit praktizierten alternativen Trocknungsverfahren (24 Std. bei 40 °C und 4 Std. bei 105 °C) verglichen.

Zur Überprüfung der Verteilung von  $CaCl_2-N_{org}$ -Werten konnten Bodenproben verwendet werden, die im Rahmen der Nitrat-Minderungsstrategie auf Dauerbeobachtungsflächen im Rheinland gezogen wurden. Die Probenahme erfolgte im Herbst (November) und im Frühjahr ( $N_{\min}$ -Termin). Von Herbst 1987 bis Frühjahr 1990 wurden insgesamt 6 Termine erfaßt. Die Proben aller Termine wurden der 40 °C-Trocknung unterzogen, die Proben des Herbsttermins 1989 und des Frühjahrstermins 1990 zusätzlich der 105 °C-Trocknung.

---

<sup>1</sup>Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, 5300 Bonn 1

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Gefäß- und Brutversuche zur **Prüfung der organischen N-Fractionen** zeigen, daß zwischen den organischen N-Fractionen und der N-Nachlieferung der untersuchten Böden ein Zusammenhang besteht (Tab. 1, oberer Teil). Die Kennzeichnung des N-Nachlieferungspotentials durch diese Fractionen zum gewählten Probenahmetermin im Frühjahr ist demnach grundsätzlich möglich. Hierbei ergeben sich allerdings Unterschiede bezüglich der Aussagekraft der Methoden. Die Heißwassermethode kann im ersten, die EUF-Methode in beiden Versuchsjahren die Bestimmtheitsmaße der anderen Methoden nicht erreichen.

Die etwa gleich guten Beziehungen zur N-Nachlieferung für  $N_t$  und die wesentlich kleinere  $CaCl_2-N_{org}$ -Fraction zeigen, daß die Größe des erfaßten organischen N-Pools keinen Einfluß auf die Eignung zur Kennzeichnung des N-Nachlieferungspotentials hat.

**Tab. 1: Bestimmtheitsmaße von Regressionen zwischen verschiedenen organischen N-Fractionen und dem N-Entzug von Weidelgras im Gefäßversuch sowie der N-Nachlieferung bei aerober und anaerober Inkubation (\*\* P < 0,01; \*\*\* P < 0,001)**

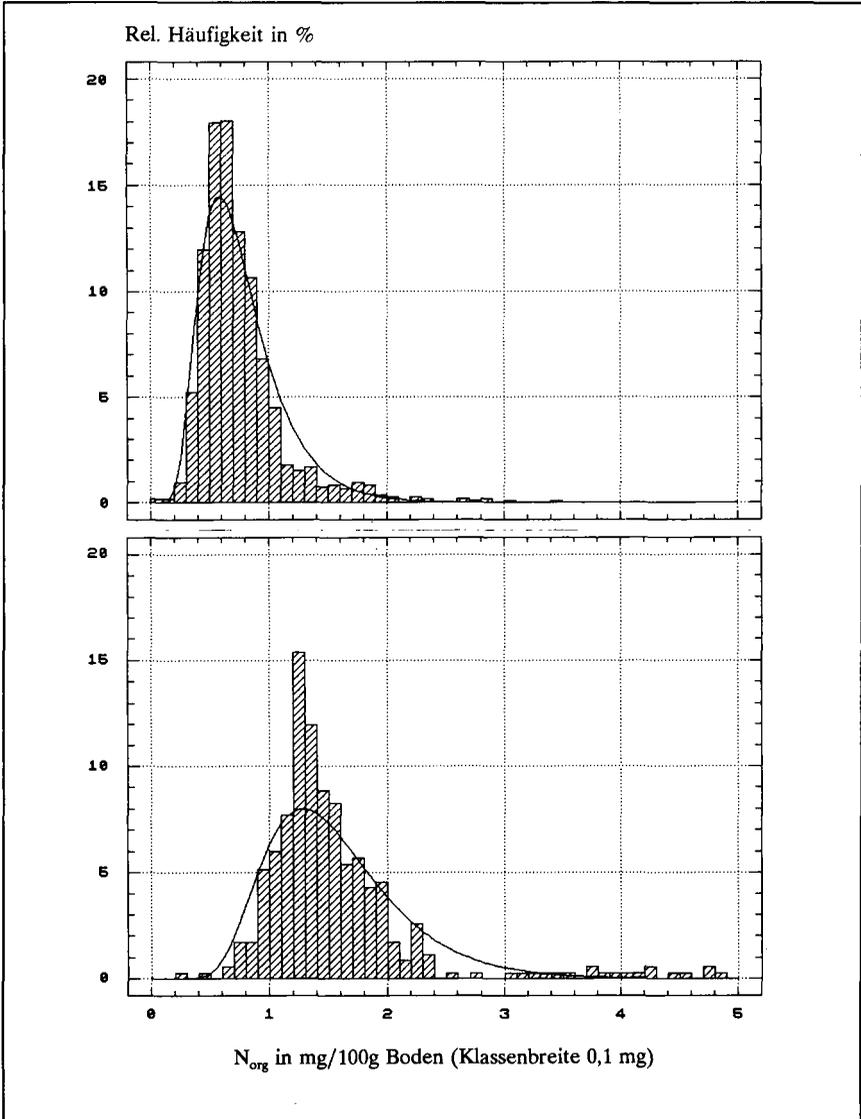
Lufttrocknung	Gefäßversuch		Inkubationen	
	1.Schnitt	2.Schnitt	Aerob	Anaerob
n = 20	1989			
$CaCl_2-N_{org}$	0,79***	0,74***	0,78***	0,88***
EUF- $N_{org}$ (1.+2.Fr.)	0,68***	0,66***	0,42**	0,50***
$N_{bwl}$	0,69***	0,67***	0,69***	0,70***
$N_t$	0,77***	0,77***	0,74***	0,80***
n = 35	1990			
$CaCl_2-N_{org}$	0,73***	0,73***	0,84***	0,63***
EUF- $N_{org}$ (1.+2.Fr.)	0,65***	0,60***	0,72***	0,58***
$N_{bwl}$	0,71***	0,61***	0,79***	0,58***
$N_t$	0,79***	0,72***	0,87***	0,70***

n = 20	1989			
$CaCl_2-N_{org}$ ( 40 °C)	0,69***	0,64***	0,59***	0,64***
$CaCl_2-N_{org}$ (105 °C)	0,63***	0,54***	0,65***	0,71***
n = 35	1990			
$CaCl_2-N_{org}$ ( 40 °C)	0,86***	0,72***	0,82***	0,60***
$CaCl_2-N_{org}$ (105 °C)	0,50***	0,64***	0,71***	0,74***

Der Vergleich der beiden Trocknungsverfahren ergab meist höhere Bestimmtheitsmaße bei 40 °C-Trocknung. Dies gilt besonders für die im Vergleich zu den Inkubationen aussagekräftigeren Gefäßversuche (Tab. 1, unterer Teil). Die durch hohe Trocknungstemperaturen erzielbare Verkürzung der Probenaufbereitungszeit kann demnach zu Informationsverlusten führen. Aufgrund der guten Ergebnisse der serientauglichen und preiswerten  $CaCl_2$ -Methode wurden die anschließenden Untersuchungen mit diesem Verfahren weitergeführt.

Weitere wichtige Voraussetzung zur Erstellung eines Prognoseverfahrens ist eine ausreichende **Verteilung der  $\text{CaCl}_2\text{-N}_{\text{org}}$ -Werte**. Die in Abb. 1 für mehrere Untersuchungstermine zusammengefaßt dargestellten Verteilungen beider Trocknungsverfahren zeigen, daß die Aufstellung eines Gehaltsklassensystems möglich ist. Die Gehalte nach 105 °C-Trocknung übertreffen die Werte der 40 °C-Trocknung etwa um das Zwei- bis Dreifache. Sie erstrecken sich daher über einen größeren Gehaltsbereich. Dieser besseren Differenzierung der Werte nach 105 °C-Trocknung steht allerdings deren geringerer Informationswert gegenüber (Tab. 1).

**Abb. 1: Verteilung von  $\text{CaCl}_2\text{-N}_{\text{org}}$ -Werten aller Probenahmetermine nach Trocknung bei 40 °C (oberer Teil, n = 1071) und 105 °C (unterer Teil, n = 351)**



Deshalb wurde das folgende Gehaltsklassenkonzept auf Basis der  $\text{CaCl}_2\text{-N}_{\text{org}}$ -Verteilung nach 40 °C-Trocknung erstellt:

Es wird davon ausgegangen, daß N-Sollwerte nach  $\text{N}_{\text{min}}$ -Konzept das mittlere N-Nachlieferungsvermögen der zu ihrer Eichung herangezogenen Versuchsflächen beinhalten, d.h. den mittleren Bereich der  $\text{N}_{\text{org}}$ -Werte bereits abdecken. Der N-Sollwert für das Rheinland berücksichtigt demnach auch das Nachlieferungsvermögen einer großen mittleren Gruppe der Böden dieses Naturraumes mit ausreichender Genauigkeit. Unter dieser Annahme läßt sich ein **Gehaltsklassenkonzept zur schlagspezifischen Berücksichtigung des N-Nachlieferungsvermögens** im Rahmen der  $\text{N}_{\text{min}}$ -Methode skizzieren. Hiernach können Flächen mittleren  $\text{N}_{\text{org}}$ -Gehalts (0,4 - 0,8 mg/100g Bd.) unverändert Düngungsempfehlungen nach  $\text{N}_{\text{min}}$ -Methode, Flächen niedrigen (0 - 0,4 mg) und hohen  $\text{N}_{\text{org}}$ -Gehalts (> 0,8 mg) Zu- bzw. Abschläge erhalten.

Zur mittleren Gruppe gehören bei den genannten Klassengrenzen 61 % aller Flächen, die Gruppen niedriger und hoher Gehalte umfassen 7 bzw. 32%. Nach ersten Feldversuchen könnten sich Zuschläge auf 20 - 30 kg belaufen, Abschläge je nach  $\text{N}_{\text{org}}$ -Wert in Stufen zwischen 20 und 60 kg.

#### **4. Zusammenfassung**

- Das N-Nachlieferungspotential der untersuchten Böden kann durch organische N-Fractionen gekennzeichnet werden. Die  $\text{CaCl}_2$ -Methode wird aufgrund der guten Ergebnisse und ihrer einfachen Durchführbarkeit als Methode der Wahl herausgestellt. Der Vergleich der derzeit praktizierten Trocknungsverfahren (24 Std. bei 40 °C u. 4 Std. bei 105 °C) ergab engere Beziehungen zur Nachlieferung bei 40 °C-Trocknung.
- Die Verteilung der  $\text{CaCl}_2\text{-N}_{\text{org}}$ -Werte erlaubt die Aufstellung eines Gehaltsklassensystems. Ein erster Entwurf für ein solches Konzept zur Berücksichtigung des schlagspezifischen N-Nachlieferungsvermögens im Rahmen der  $\text{N}_{\text{min}}$ -Methode wird vorgestellt. Wegen des höheren Informationswerts der  $\text{CaCl}_2\text{-N}_{\text{org}}$ -Fraktion nach 40 °C-Trocknung basiert das Konzept auf der Verteilung dieser Werte.
- Eine endgültige Aussage über die Eignung des  $\text{N}_{\text{org}}$ -Gehaltsklassenkonzepts läßt sich erst nach ausreichender Eichung im Feldversuch machen.

#### **5. Literatur**

- BECK, T. (1983): Die N-Mineralisation von Böden im Laborbrutversuch. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146/2, 243-252.
- BRONNER, H. u. W. BACHLER (1979): Der hydrolysierbare Stickstoff als Hilfsmittel für die Schätzung des Stickstoffnachlieferungsvermögens von Zuckerrübenböden. Landwirtschaft. Forsch. 32,6 255-261.
- HOUBA, V., I. NOVOZAMSKY, A. HUYBREGTS u. J. VAN DER LEE (1986): Comparison of soil extractions by 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ , by EUF and by some conventional extraction procedures. Plant and Soil 96, 433-437.
- NEMETH, K. (1976): Die effektive und potentielle Nährstoffverfügbarkeit im Boden und ihre Bestimmung mit Elektro-Ultrafiltration. Habilitationsschrift, Univ. Gießen.
- SIMS, J. J. WELLS u. D. TACKETT (1967): Predicting nitrogen availability to rice: I. Comparison of methods for determining available nitrogen to rice from field and reservoir soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 31, 672-675.
- VDLUFA (1955): Methodenbuch I. Die Untersuchung von Böden.

KOMMISSION VII



## **TONMINERALOGIE und FELDSPATZUSAMMENSETZUNG in LÖSS-C-MATERIALIEN**

### **und deren AUSWIRKUNG auf den K-STATUS der BÖDEN**

von

E. Andres<sup>1</sup> und Chr. Ahl<sup>2</sup>

#### **1 BEOBACHTUNG**

Lößbürtige Böden reagieren auf Kaliumdüngung sehr unterschiedlich. Aus den traditionellen K-Kennwerten, z.B. den in der landwirtschaftlichen Beratungspraxis üblichen Bodenuntersuchungsmethoden, ergeben sich ohne zusätzliche Informationen keine befriedigenden Erklärungsansätze, wie langjährige Feldversuche zeigen (Andres u. Orlovius, 1987; Andres, 1989). Zusatzinformationen sind für eine standortspezifische Steuerung des K-Haushalts landwirtschaftlich genutzter Böden, besonders im Rahmen des integrierten Pflanzenbaus, unerlässlich. Ziel der Arbeit ist es, die Aufmerksamkeit verstärkt auf diese Zusammenhänge zu lenken.

#### **2 HYPOTHESE**

Grundsätzlich wird das K-Angebot an die Pflanze in erster Linie durch den oberen, von der Bodenentwicklung erfaßten, Profiltteil der Lössse bestimmt. Speziell im A-Horizont können Pedogenese und Bewirtschaftungsmaßnahmen, anorganische und organische K-Düngung, Krümmenverteilung, materialspezifische Effekte überlagern. Aus diesem Grund wurden die Untersuchungen zunächst auf die C-Horizonte von Lößböden konzentriert. Letztere sind durch folgende Gegebenheiten charakterisiert:

- 1) Kryoklastik nur aus der Zeit des ausgehenden Jungwürms,
- 2) Mineralbestand entspricht den Ablagerungsbedingungen,
- 3) keine Tonneubildung und
- 4) keine Feldspatverwitterung nach Sedimentation.

Die heutige K-Dynamik sollte ihren Ursprung im C-Material finden. Dabei wird der Anteil an verwitterbaren Mineralen der Glimmer- und Feldspatgruppe in der Grob- und Mittelschlufffraktion maßgebliche Bedeutung zugeschrieben.

#### **3 MATERIAL und METHODEN**

Analysiert wurden 6 C-Löß-Proben aus unterschiedlichen Sedimentationsräumen. Die Grobschluff- und Mittelschlufffraktionen wurden mit dem Polarisationsmikroskop, die Tonfraktion röntgenografisch untersucht. Die Anteile der verschiedenen Tonminerale wurden aus den Reflexen bei unterschiedlicher Belegung nach Whittig und Allardice (1986) errechnet (siehe Beispiel Tab. 1).

<sup>1</sup> Kali & Salz AG, Friedrich-Ebert-Str. 160, 35 Kassel

<sup>2</sup> Inst. für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str. 4, 34 Göttingen

**Tab. 1: Berechnung der Anteile der Tonmineralarten (Standort Geldersheim)**

Schichtabstand	% Reflexion bei unterschiedlicher Belegung				
	Mg	Revers.-Test	K	K 500 Grad	Glycerin
1,91					27.5
1,42 - 1,47 nm	68	29.4	30.8	20	20.2
1,01 nm	14	55.2	44.7	80	29.3
0,71 - 0,72 nm	8	15.4	16.1		22.9
0,50 - 0,51 nm	10		8.4		

Deutung: 15 % Glimmer      15 % Vermikulit  
 27.5 % Chlorit-Smektit  
 15 % Chlorit  
 15 % Halloysit      13 % Kaolinit

**Tab. 2: Chemische Kenndaten des K-Haushalts**

	Ameln	Machtsum	Geldersheim	Theilheim	Grebenstein	Altenbuch
K mval/100 g (BaCl <sub>2</sub> )	0.12	0.1	0.03	0.2	0.2	0.3
K <sub>2</sub> O CAL mg/100 g	2	4.8	2	5.2	5.1	7.8
K <sub>fix</sub> mg/100 g (naß)	35.3	34.4	60.6	58.2	34.8	73.1
KNH <sub>4</sub> mg/100 g	9	6.8	9.5	8.2	9.3	5.9

#### 4 ERGEBNISSE

Die Tongehalte (Tab. 3) spiegeln die Sedimentationsräume der Jungwürm-Lösse wider, z. B. höhere Tongehalte im Süden als im Norden.

**Tab. 3: Korngrößenverteilung der Untersuchungsstandorte, in % der humus-, karbonat- und eisenfreien TrS.**

	Ameln	Machtsum	Geldersheim	Theilheim	Grebenstein	Altenbuch
Sand	2	3	2	2.5	7.5	10.5
gU1	19	37.5	13.5	14	30	18
gU2	31	30	26	31	25	26.5
mU	24	16	24.5	26	18	16.5
fU	4.5	2.5	9.5	6	4.5	7
Ton	15	11.5	25	21	14.5	22

Aus den mikroskopischen Auszählungen in den Fraktionen gU1, gU2 und mU ergeben sich für Ameln die höchsten Alkali-Feldspat-Gehalte (Tab. 4). Plagioklase wurden in der Fraktion 63 - 36 µm bei den Standorten Grebenstein und Altenbuch nicht beobachtet, der Schwermineralgehalt lag in Altenbuch hoch.

Tab. 4: Mineral-Auszählungen Löss-C (in % der betrachteten Fraktion),  
1: gU1, 2: gU2, 3: mU.

1 gU1 : 63 bis 36 µm						
	1:Am	2:Ma	3:Ge	4:Th	5:Gr	6:A1
Quarz	63	74	60	47	40	43
Glimmer	2	6	5	13	7	26
Schwerminerale	4	3	11	3	26	21
Plagioklase	2	3	1	1	n.b.	n.b.
Alkalifeldspäte	29	13	24	23	21	20

2 gU2 : 36 bis 20 µm						
	1:Am	2:Ma	3:Ge	4:Th	5:Gr	6:A1
Quarz	43	54	58	53	55	35
Glimmer	13	12	15	16	17	20
Schwerminerale	4	6	2	5	6	35
Plagioklase	1	5	1	4	3	1
Alkalifeldspäte	39	16	24	23	20	14

3 mu : 20 bis 6 µm						
	1:Am	2:Ma	3:Ge	4:Th	5:Gr	6:A1
Quarz	53	51	49	71	53	
Glimmer	15	8	13	12	13	
Schwerminerale	12	17	15	8	17	
Plagioklase	n.b.	1	nicht	beobachtet		
Alkalifeldspäte	20	14	18	12	14	

6: Altenbuch-Probe verschüttet

Tab. 5: Tonmineralbestand in g/100 g Feinboden

	Ameln	Machtsum	Geldersheim	Theilheim	Grebenstein	Altenbuch
Glimmer-Illit	4.2	2.70	3.80	3.50	2.60	3.3
Chlorit	2.00	0	3.80	1.50	3.60	2.00
Vermikulit	3.20	2.20	3.80	3.40	3.90	4.00
Smektit	0	0	0	3.60	2.30	5.00
Chlorit-Vermikulit	0	2.10	0	2.1	0	0
Chlorit-Smektit	4.5	2.70	6.90	1.90	0	2.40
Kaolinit	2.00	1.20	3.30	2.50	1.20	3.10
Halloysit	0	0.8	3.80	0	0	0

Rechnerisch ergeben sich die oben aufgezeigten Tongehalte aus den Röntgendiagrammen, bezogen auf 100 g Feinboden.

## 5 INTERPRETATION

1. Die untersuchten C-Lösse weisen hinsichtlich Textur, Mineralogie, K-Austausch- und Fixierungsvermögen außerordentlich große Unterschiede auf. Beispielsweise schwanken die Tongehalte zwischen 12 und 25 %, die Glimmer- und Alkalifeldspatanteile in der gU- und mU-Fraktion zwischen 8 und 15 bzw. 12 und 20 %. Die mit Ammoniumacetat austauschbaren K-Mengen bzw. die Naßfixierung bewegen sich zwischen 6 und 10 mg sowie 34 und 73 mg K/100 g Boden.
2. Tonmineralbestand und K-Fixierungskapazität der untersuchten C-Lösse sind untereinander korreliert, wobei zu der Summe der 3-Schicht-Tonminerale eine enge, zu den Vermikuliten alleine keine Beziehung besteht.
3. Der Alkali-Feldspat-Gehalt in der Grob- und Mittelschlufffraktion schwankt zwischen 12 und 22 % des C-Materials. Mögliche, geringe Alkali-Feldspatanteile aus der Sand- und Feinschlufffraktion können dieses Ergebnis nur unwesentlich beeinflussen. Trotz der festgestellten Unterschiede im Alkali-Feldspat-Gehalt lassen sich zu den gewählten bodenchemischen K-Kennwerten keine gesicherten Beziehungen herstellen.
4. Aufgrund der deutlichen Differenzen in Korngröße und Mineralbestand von C-Lössen sind Unterschiede im Kalium-Haushalt der sich daraus entwickelnden Böden vorgegeben. Diese Unterschiede sollen zukünftig an einer erweiterten Stichprobe für die verschiedenen Sedimentationsräume herausgearbeitet und zu den Ergebnissen langjähriger K-Feldversuche in Beziehung gesetzt werden.

## 6 LITERATUR

- Andres, E.: Regionale Aspekte der Kali-Düngerreaktion von Lößstandorten in unterschiedlichen Großlandschaften der Bundesrepublik Deutschland.-VDLUFA 28, Kongressband 1988, Teil II, 361-388, 1989.
- Niederbudde, E.A.: Die regionale Unterscheidung von Lössen des Jungwürms durch Körnung und Tonmineraleigenschaften unter Anwendung multivariater Methoden.-Eiszeitalter und Gegenwart 27, 121-133, 1976.
- Orlovius, K. und E. Andres: Einfluß des Standortes auf die Kali-Düngewirkung in langjährigen Feldversuchen - Möglichkeiten eines Standortinformationssystems.-VDLUFA 23, Kongressband 1987, 1053-1064, 1987.
- Whittig, L.D. und W.R. Allardice: X-Ray Diffraction Techniques.-in: Methods of Soil Analysis, Part 1, Second Edition, edited by A. Klute, Mad. Wisc. USA, 1986.

## **Mineralogische Eigenschaften von Kaoliniten aus Böden Kameruns und Referenzkaoliniten**

von  
Breuer, J. u. Murad, E.<sup>1)</sup>

### **1. Einführung**

Chemische (Fe-Substitution, Wertigkeit des Fe) und kristallographische (Teilchengröße, Fehlordnung) Eigenschaften eines Kaolinitis können als Indikatoren von Bildungs- und Lagerungsbedingungen des Minerals interpretiert werden (Hughes, 1980; Gilkes & Singh, 1991; Reynolds, 1991). Die Bestimmung der meisten dieser Eigenschaften erfordert jedoch möglichst reine Proben. Daher werden für solche Untersuchungen meist Proben aus abbauwürdigen Vorkommen (Lagerstätten) verwendet, die weitgehend frei von Fremdmineralen sind. Im Gegensatz hierzu wurde an einem Probenkollektiv aus verschiedenen Böden Kameruns versucht, Kaolinite detailliert zu kennzeichnen, um Hinweise auf ihre Bildungsbedingungen und mögliche Veränderungen durch bodengenetische Prozesse zu erhalten.

### **2. Material und Methoden**

Die Proben stammen von 14 Böden aus dem semiariden Nordkamerun und 12 Böden aus dem feuchttropischen Südkamerun:

- 2 Alfisolen aus Lateritzersatz (Nordkamerun)
- 3 Inceptisole aus Hangkolluvien (Nordkamerun)
- 3 Vertisole aus Sedimenten des Tschadsees (Nordkamerun)
- 6 Alfisole aus Alluvien (hard-setting, Nordkamerun)
- 12 Oxisole und Ultisole (Oberböden, Südkamerun)

Verglichen werden diese Proben mit 14 Referenzkaoliniten unterschiedlicher Herkunft. Diese sind beschrieben bei Murad und Wagner (1991).

Tonfraktionen wurden nach Behandlung des Feinbodens mit  $H_2O_2$  und DCB im Atterbergzylinder abgetrennt. Eine weitere Auftrennung in Grob- ( $0.2-2 \mu m$ ) und Feinton ( $< 0.2 \mu m$ ) erfolgte in der Zentrifuge. Die chemische Zusammensetzung ausgewählter Grob- und Feintone wurden nach Säureaufschluss ( $HF/HCl/HNO_3$ ) durch AAS bestimmt. Röntgendiffraktogramme wurden von orientierten Aggregaten und nicht orientierten Pulverpräparaten mit einem Philips Vertikal-Goniometer PW

---

<sup>1)</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde  
TU München-Weihenstephan  
8050 Freising

1050 erstellt (CoK $\alpha$ -Strahlung, 50 kV, 30 mA; Stepscan, 0.02° 2 $\theta$  Schrittweite, 5 bis 20 s Zählzeit). An den Diffraktogrammen der Pulverpräparate wurden die Halbwertsbreite und Intensität der 001 Linie und der Hinckley Index (Hinckley, 1963) ermittelt. Am Transmissionselektronenmikroskop (Zeiss EM10, 100 kV) wurden die Proben hinsichtlich Kristallitgröße und -morphologie untersucht.

Mössbauerspektren wurden bei Raumtemperatur und teilweise bei 4.2 K erstellt. Die Schwerminerale ( $d < 2.9 \text{ g/cm}^3$ ) im Feinsand wurden durch Sedimentation in Bromoform abgetrennt und röntgenographisch und Mössbauerspektroskopisch untersucht.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

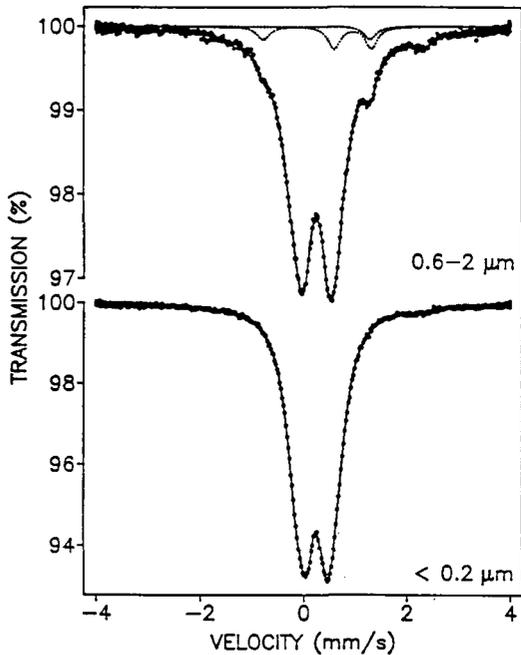
Die chemische Bestimmung der Fe-Substitution der Kaolinite war wegen der Fe-haltigen Begleitminerale (Illit, Smectit) in den Bodentonen nicht möglich. Die Referenzkaolinite zeigen die bekannte negative Beziehung zwischen Fe-Substitution und Fehlordnung (Hinckley-Index). Die Hinckley Indices für die 5 untersuchten Gruppen von Böden zeigen eine Beziehung zum Großklima und zur Landschaftsposition, wobei der Einfluß der Landschaftsposition den des Klimas dominiert (Tab. 1).

Die Kaolinite aus feuchttropischen Oberböden Kameruns sind bei grosser Spannweite besser geordnet als solche aus semiariden Böden Kameruns. Die grosse Spannweite der Hinckley Indices der feuchttropischen Oberböden läßt sich dadurch erklären, daß diese wegen des niedrigen n nicht nach Landschaftspositionen getrennt verrechnet wurden. Die Kaolinite aus Alfisolen und Inceptisolen in höheren Landschaftspositionen Nordkameruns sind besser geordnet als solche aus Alfisolen und Vertisolen in alluvialen Landschaftspositionen. Kaolinite aus Böden in Hangpositionen nehmen hierbei eine Zwischenstellung ein (Tab. 1). Innerhalb der Bodenprofile ist tendenziell eine geringere Fehlordnung mit zunehmender Tiefe zu erkennen, jedoch statistisch nicht zu sichern.

**Tabelle 1:**

Hinckley Indices von Kaoliniten aus Böden Kameruns und Referenzkaoliniten

Gruppe	Klimatische Region	Böden	Hinckley Index			
				$\bar{x}$	s	n
1	Feuchttropisch	Oxisole, Ultisole	0.00-0.69	0.31	0.22	12
2	Semiarid	Alfisole aus Lateritzersatz	0.18-0.43	0.30	0.10	5
3	Semiarid	Inceptisole aus Lateritzersatz	0.14-0.26	0.19	0.04	7
4	Semiarid	Vertisole	0.04-0.21	0.13	0.06	5
5	Semiarid	Alfisole (Alluvien)	0.00-0.18	0.07	0.07	14
Referenzkaolinite			0.20-1.55	0.97	0.38	14



**Abbildung 1:**

Mössbauerspektren der Grob- und Feintonfraktion eines Vertisol Ap-Horizontes. Die gepunkteten Subspektren im Grobtonspektrum entstammen Epidot und Ilmenit.

Halbwertsbreite und Intensität der 001 Linie des Kaolinites zeigten weder bei den Referenzkaoliniten noch bei den Bodenkaoliniten eine Beziehung zum Hinckley Index oder zur Fe-Substitution. Hieraus kann gefolgert werden, daß Substitution von Fe für Al zwar möglicherweise die b-Achsen Fehlordnung des Kaolinites erhöht, die Kristallitgröße aber nicht beeinflusst. Im TEM zeigen die meisten Proben eine idiomorphe c-Ebene. Die größere Fehlordnung der Kaolinite in tieferen Landschaftspositionen könnte durch Veränderungen des Kaolinites unter neuen Umgebungsbedingungen während oder nach Transport bedingt sein (Reynolds, 1991). Dem Redoxniveau könnte hierbei Bedeutung zukommen.

Abb. 1 zeigt Mössbauerspektren der Grob- und Feintonfraktion eines Vertisols. Im Grobton ist der Kaolinit stark angereichert. Analog Beobachtungen von Murad und Wagner (1991) an den Referenzkaoliniten zeigt das Spektrum signifikante  $\text{Fe}^{2+}$ -Anteile. Beimengungen von Fe-haltigen Schwermineralen müssen bei der Auswertung der Mössbauerspektren berücksichtigt werden. Der Vertisolgrobton enthält Epidot und Ilmenit (gepunktete Subspektren). Das Feintonspektrum wird von Smectit dominiert. Dieser zeigt, entsprechend einem höheren Gesamteisen Gehalt, eine deutlich höhere resonante Absorption und ein kleineres  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ -Verhältnis.

Dem  $\text{Fe}^{2+}$ -Gehalt des Kaolinites kommt möglicherweise Bedeutung als Redoxindikator für die Lagebedingungen zu. Ob eine Beziehung zwischen  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ -Verhältnis der Kaolinite und der Landschaftsposition besteht, konnte wegen der Fe-haltigen Begleitminerale der meisten Bodentone nicht überprüft werden.

Die Neogenese von Kaolinit aus der Bodenlösung in den sauren Oberböden der hard-setting Albaqualls in alluvialen Landschaftspositionen kann ebenfalls nicht ausgeschlossen werden.

## 5. Literatur

- Gilkes, R.J. & Singh, B. (1991):** An analytical transmission electron microscopic study of soil kaolinite. In: Störr, M. et al. (ed.): Proc. 7th. EUROCLAY Conf., Dresden 1991, 411-416.
- Hinckley, D.N. (1963):** Variability in "crystallinity" values among the kaolin deposits of the coastal plain of Georgia and South Carolina. In: Ada Swineford (ed.): Clays and Clay Minerals, Proc. 11th. Nat. Conf., Ottawa, Canada 1962. Pergamon press, New York, 229-235.
- Hughes, J.C. (1980):** Crystallinity of kaolin minerals and their weathering sequence in some soils from Nigeria, Brazil and Colombia. *Geoderma*, **24**: 317-325.
- Reynolds, W.R. (1991):** Discrimination of kaolinite varieties in Porters Creek and Wilcox sediments of North-Central Mississippi. *Clays and Clay Minerals*, **39**: 316-323.
- Murad, E. & Wagner, U. (1991):** Mössbauer spectra of kaolinite, halloysite and the firing products of kaolinite: new results and a reappraisal of published work. *Neues Jahrbuch für Mineralogie, Abhandlungen*, **162**: 281-309.

**Zur Mineralverwitterung und Tonmineralbildung von "Red Soils"  
aus zwei intramontanen Becken Süd-West-Nepals**

Bronger, A. & P. Wichmann<sup>1</sup>

Im Zuge des DFG-Forschungsprojektes "Quartär-Nepal" konnten an mehreren Stellen in Süd-West-Nepal urgeschichtliche Funde gemacht werden (CORVINUS, 1985). Diese wurden durch immer stärker werdende Erosion aus rotbraunen bis roten Böden (7,5 YR bis <5 YR) bzw. aus deren gelblichem löblichem Ausgangsmaterial freigesetzt. Aus diesem Zusammenhang ergab sich die Frage nach der Entstehung und vor allem den Entstehungsbedingungen dieser rubefizierten Böden. Zum anderen sollte der Frage nachgegangen werden, ob es in diesen jungen "Red Soils" bereits zur Bildung von Kaoliniten oder "nur" zur Bildung von Dreischicht-Tonmineralen gekommen ist.

Für die dafür notwendigen mikromorphologischen, pedochemischen und (ton)mineralogischen Untersuchungen wurden mehrere Profil aus den intramontanen Becken Dang (ca. 700 m ü. NN) und Deokhuri (ca. 350 m ü. NN) innerhalb der Siwalik-Ketten unweit der indischen Grenze bzw. der Ganges-Tiefebene beprobt. Die mehrere Meter mächtige Sedimentdecke, die sich am Fuße der Siwaliks abgelagert hatte, darf aufgrund ihres hohen Schluff- und sehr geringen Sandanteils >200 µm als äolischer Herkunft angesehen werden. Die durch jüngste fast vollständige Abholzung den Monsunregen ungeschützt überlassene Böden waren von einer Erosion katastrophalen Ausmaßes betroffen, so daß selbst bei den wenigen, noch auffindbaren Profilen der A-Horizont nicht mehr vorhanden war. Der mittlere Jahresniederschlag in diesen Tälern liegt bei etwa 2000 mm, von denen über 90 % in den Monaten Mai bis Oktober fallen. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 22,2°C, so daß nach dem Newhall Simulation Model (VAN WAMBEKE, 1985) das soil moisture regime als "dry tempudic" gekennzeichnet wird.

Die Bestimmung der silicatischen Minerale erfolgte für die Grob- und Mittelsandfraktionen (sofern mit mehr als 1% beteiligt) polarisationsoptisch, für die Fein- und Feinstsandfraktionen sowie die drei Schlufffraktionen phasenkontrastmikroskopisch, für die Grob- und Feintonfraktionen röntgendiffraktometrisch, wobei zur semiquantitativen Abschätzung der Tonmineralanteile Gewichtungsfaktoren in Anlehnung an LAVES & JÄHN (1972) verwandt wurden (s.a. BRONGER & HEINKELE, 1989).

Die Mineralanteile innerhalb der jeweiligen Korngrößenfraktionen sind beispielhaft an den Profilen "Lalmatiya" und "Balubang" als Verwitterungsbilanz dargestellt (Abb. 1 und 2). Der Primärmineralbestand wird in starkem Maße von Quarzen dominiert. Feldspäte kommen in allen Profilen nur zu einem Anteil von etwa 5% vor. Dabei handelt es sich zum allergrößten Teil um K-Feldspäte, da die im Phasenkontrastverfahren kaum von Quarzen zu unterscheidenden Plagioklase im Röntgenspektrum nicht in Erscheinung treten. Dies deckt sich auch mit den Ergebnissen der chemischen Aufschlüsse und den mikromorphologischen Untersuchungen. Die Phyllosilicate sind regelmäßig zu über 90% Muscovite, die wenigen vorhandenen Biotite sind etwa zur Hälfte von Eisenoxidkrusten überzogen. Bemerkenswert ist die Tatsache, daß Feldspäte als instabilste Komponente am vorliegenden Bestand der Primärminerale regelmäßig noch bis in die Grobtonfraktion hinunter nachzuweisen sind -

<sup>1</sup> Geographisches Institut der Universität Kiel, Ludewig-Meyn-Str. 14, 2300 Kiel

jedoch reichen ihre Anteile für eine grafische Darstellung nicht immer aus (Grenze der Darstellbarkeit bei 1%) - und zumindest in den phasenoptisch noch zu erfassenden Fraktionen keine auffälligen Anzeichen einer beginnenden Verwitterung zeigen. Vor diesem Hintergrund, daß selbst die Feldspäte offenbar noch keine deutlichen Verwitterungsspuren zeigen, sind auch die Ergebnisse der tonmineralogischen Untersuchungen durchaus erklärlich. Es läßt sich weder eine stärkere Tonmineralumbildung noch -neubildung in Richtung Zweischicht- oder Dreischichttonminerale nachweisen. Der Tonmineralbestand der Böden scheint also größtenteils aus dem vorverwitterten Ausgangsmaterial vererbt zu sein, die Tonzunahme in einzelnen Profilen läßt sich z.T. durch Tonverlagerung erklären, was durch mikromorphologische Untersuchungen nachgewiesen werden konnte. Die im Feinton als Wechsellagerungsminerale dargestellten Anteile konnten im Röntgenspektrum nicht eindeutig identifiziert werden, waren jedoch nach ihrem Verhalten bei Belegung mit Li-Ionen der Gruppe der Dreischicht-Tonminerale zuzurechnen.

Der hier dargestellte Befund ist äußerst überraschend, da bei den gegebenen Klimaverhältnissen nach der gängigen Lehrmeinung nicht nur eine Tonmineralneubildung, sondern sogar eine Kaolinitisierung zu erwarten war. Daß dies offenbar nicht der Fall war, läßt zwei mögliche Interpretationen offen. Entweder handelt es sich um ausgesprochen junge Bodenbildungen oder die Verwitterungsgeschwindigkeit tropischer Böden ist bislang weit überschätzt worden. Immerhin konnte als bodenbildender Prozess neben der Tonverlagerung die Hämatitbildung nachgewiesen werden. Die Bestimmung der pedogenen Eisenoxide und -hydroxide erfolgte durch differentielle Röntgendiffraktometrie in Anlehnung an SCHULZE (1981), wobei sich neben der sedimentären Anreicherung (ausschließliche Verwendung von Ton- und Feinschluffmaterial) eine relative Anreicherung der Eisenoxide nach der Methode von NORRISH & TAYLOR (1961) als notwendig erwies (s.a. KÄMPF & SCHWERTMANN, 1982; SCHWERTMANN, MURAD & SCHULZE, 1982). Für die Berechnung des Hämatit/Goethit-Verhältnisses wurden die Hämatit (110)- und die Goethit (111)-Peaks herangezogen. Es zeigte sich eine deutliche kontinuierliche Zunahme des H/G-Quotienten vom Ausgangsmaterial zum Boden, welche z.B. im Profil "Lalmatiya" von 0,64 in 230 cm Tiefe auf 1,68 in 95 cm Tiefe anstieg. In anderen Profilen nahm der Quotient von 0,75 auf 1,31 bzw. von 0,27 auf 1,01 zu.

#### Literatur:

- BRONGER, A. & HEINKELE, T. 1989. Paleosol sequences as witnesses of Pleistocene climatic history. In: Bronger, A. & Catt, J. (Ed.): *Paleopedology - Nature and application of paleosols*, Cremlingen: Catena Verlag, 163-186
- CORVINUS, G. 1985. First prehistoric remains in the Siwalik Hills of Western Nepal. *Quartär*, 35/36, 165-182
- KÄMPF, N. & SCHWERTMANN, U. 1982. The 5-M-NaOH concentration treatment for iron oxides in soils. *Clays Clay Min.*, 30, 401-408
- LAVES, D. & JÄHN, G. 1972. Zur quantitativen röntgenographischen Bodenton-Mineralanalyse. *Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 16, 735-739
- NORRISH, K. & TAYLOR, R. M. 1961. The isomorphous replacement of iron by aluminium in soil goethites. *J. Soil Sci.*, 12, 294-306
- SCHULZE, D. G. 1981. Identification of soil iron oxide minerals by differential X-ray diffraction. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 437-440
- SCHWERTMANN, U., MURAD, E. & SCHULZE, D. G. 1982. Is there holocene reddening (hematite formation) in soils of axeric temperature areas? *Geoderma*, 27, 209-223
- VAN WAMBEKE, A. 1985. Calculated soil moisture and temperature regimes of Asia (Soil Management Support Services (SMSS) Tech. Monograph No. 9). Ithaca N. Y.

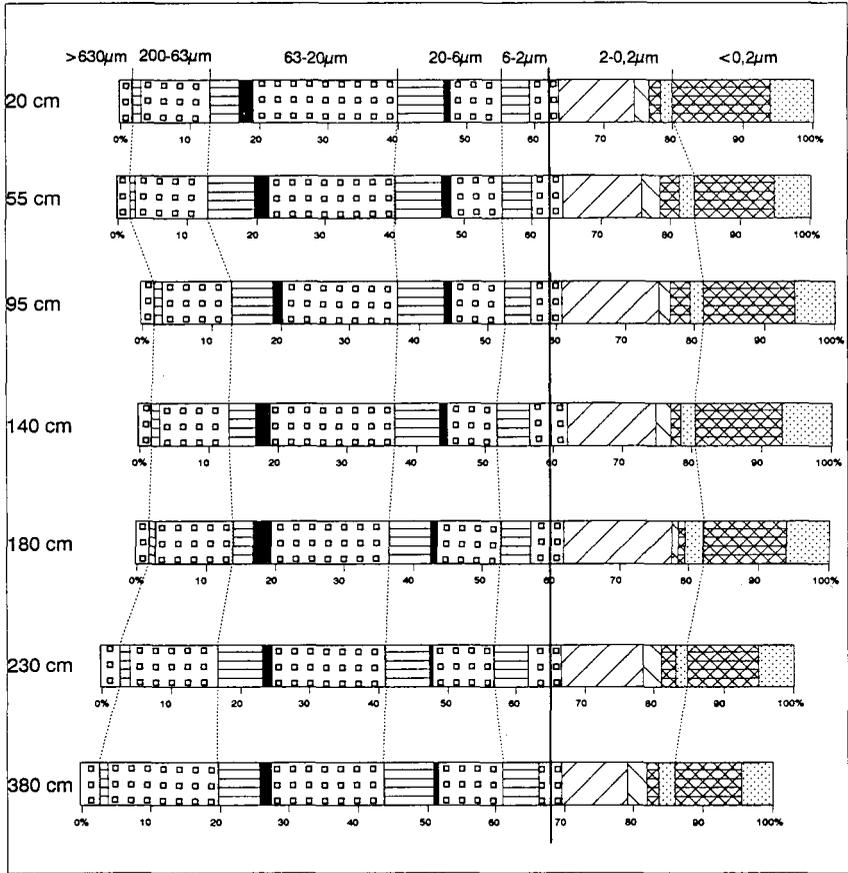
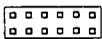
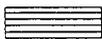


Abb. 1: Mineralverwitterungsbilanz des Profils "Lalmatiya"

LEGENDE:

- |   |                          |   |             |
|---|--------------------------|---|-------------|
|  | Quartz                   |  | Illite      |
|  | Feldspar                 |  | Vermiculite |
|  | Phyllosilicate           |  | Kaolinite   |
|  | Interstratified minerals |   |             |

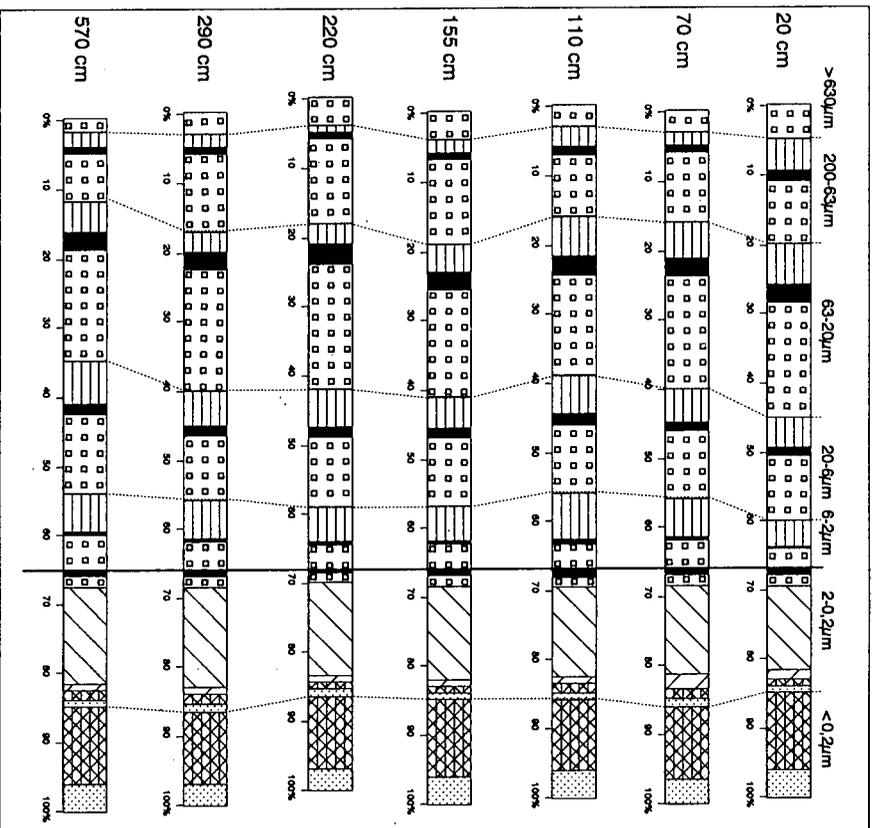
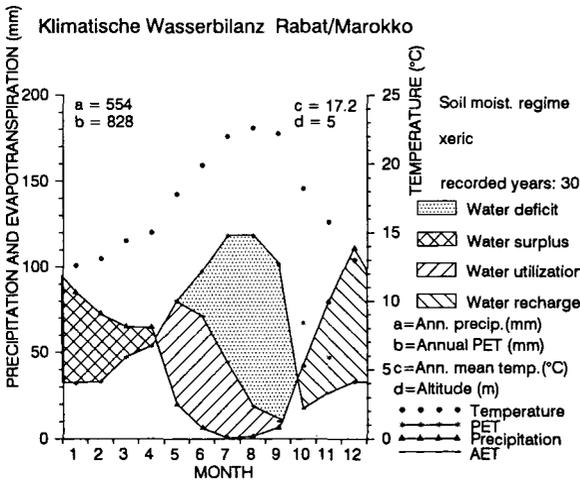


Abb. 2: Mineralverwitterungsbilanz des Profils "Balubang"

**Mineralverwitterung und Tonmineralbildung in rezenten und reliktschen Terraes calcis im Raum Rabat/Marokko.**

Bruhn-Lobin, N. und A. Bronger<sup>1</sup>

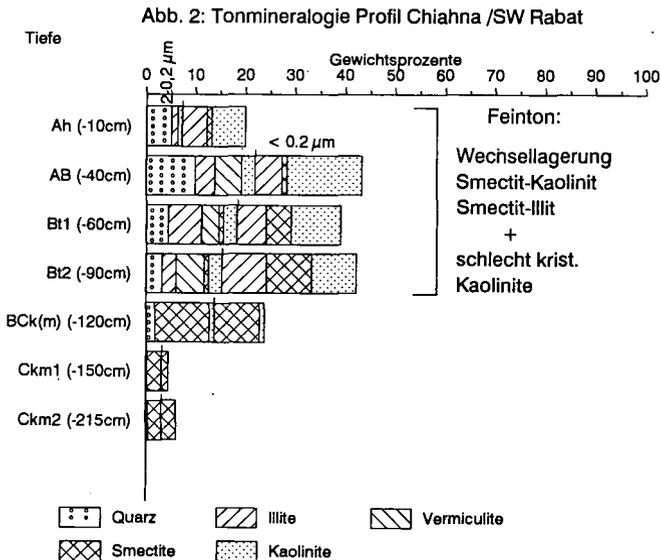
Das atlantische Küstenplateau Marokkos in der Umgebung von Rabat hat seine landschaftliche Prägung überwiegend im Quartär erhalten: Auf eingerumpften paläozoischen quarzitischen Schiefem lagern carbonatisierte Sandsteine litoralen und äolischen Ursprungs, die sich in mehrere küstenparallele Dünenketten gliedern lassen. Die älteste dieser Ablagerungen ist das pliozän-frühpleistozäne *Moghrebien*, dem jüngere Ablagerungen ähnlicher Zusammensetzung aufliegen. Diese Sandsteine mit CaCO<sub>3</sub>-Gehalten von 20-80% bilden ein sehr heterogenes Ausgangssubstrat für die Bodenbildung. In litoraler Fazies enthält es sehr viele Schwerminerale (Augite, Hornblendene, Magnetite) und in äolischer Fazies fast ausschließlich Quarze und quarzitisches Gesteinsreste. Da sich während der Sedimentation häufig Erosions- und Akkumulationsphasen abgewechselt haben, sind die einzelnen Dünenketten sehr komplex mit häufigem Fazieswechsel aufgebaut. In diesen Substraten haben sich auf den Dünenketten und an schwach geneigten Hängen ca. 1-2 m mächtige Terraes rossae mit der Horizontabfolge Ah-(Al)-T-C bzw. Ah-(E)-Bt-Ck (FAO/Soil Tax.) entwickelt. Der T bzw. Bt Horizont besteht in der Regel aus sandigen Tonen, während die Oberböden deutlich sandiger (toniger Sand und Sand) sind. Auf stärker erodierten Hängen sind die Terraes rossae nur noch als Füllungen in Karsttaschen vorhanden und überwiegend allochthonen Ursprungs. Die Dünentäler sind punktuell mit mächtigen Bodensedimenten verfüllt. Die z.T. 3-4 m mächtigen Kolluvien sind pedogen überprägt und zeigen stark reduktomorphe Eigenschaften.



Die in Abb. 1 dargestellte klimatische Wasserbilanz (berechnet nach dem NEW-HALL-Simulationsmodell, vgl. VAN WAMBEKE 1985) zeigt, daß sich in diesem ausgeprägten Winterregengebiet in den Monaten Januar bis April ein Überschub einstellt, der aufgrund der sandigen Oberböden, der guten Aggregation der Unterböden (prismatisches Gefüge) und des porösen Carbonatgesteins rasch durch das Profil perkoliert.

<sup>1</sup> Geographisches Institut der Universität Kiel, Ludewig-Meyn-Str. 14, 2300 Kiel 1

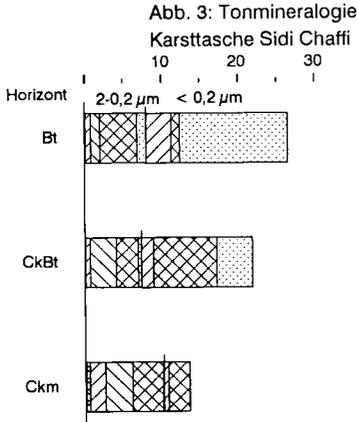
Zielsetzung des Forschungsvorhabens<sup>2</sup> ist es, parallel zur ebenfalls laufenden absoluten Altersdatierung eine pedostratigraphische Differenzierung herauszuarbeiten und die paläoökologischen Randbedingungen der Bodenbildungen zu rekonstruieren. Durch eingehende (ton)mineralogische Untersuchungen an ausgewählten Profilen (Röntgenbeugung der Tonfraktionen, phasenkontrastmikroskopische Analyse der Schluff- und Feinsandfraktionen sowie Dünnschliffmikroskopie) konnten folgende Ergebnisse gewonnen werden: Der Prozeß der Rubefizierung, der schon von MEYER & KRUSE 1970 als Entkalkungsrotung gedeutet wurde, ist der initiale Prozeß der Bodenbildung, bei dem überwiegend im Kalksteinlösungsrückstand bereits vorhandener Goethit freigesetzt wird. Entgegen MEYER & Kruse 1970 ist die Quelle der sekundären Fe-oxide-Hydroxide nicht der Siderit, der in den untersuchten Kalksandsteinen nicht vorkommt. Die verwitterbaren, eisenhaltigen Schwerminerale bilden eine weitere Quelle des pedogenen Eisens. Neben der Rubefizierung ist die Tonverlagerung aus dem Solum in den Ck Horizont ein integraler Prozeß der Genese dieser Terraes rossae. Der silikatische Ton fällt in liegenden carbonatisierten Ausgangsmaterial bzw. in z.T. vorhandenen Carbonatanreicherungshorizonten als gut doppelbrechende, wandständige »illuvation argillans« aus. Im Solum finden sich überwiegend stark gealterte und in die Matrix eingearbeitete Reste von »illuvation argillans«. Verantwortlich für die Alterung der »illuvation argillans« ist u.a. die Hydromorphierung sowie die ebenfalls durch den xeric-Bodenwasserhaushalt verursachte Quellung und Schrumpfung des Bodens, die mikromorphologisch belegbar ist. Nur in den Bodensedimenten der Dünentäler finden sich auch im Solum ausgeprägte »ferro-argillans«.



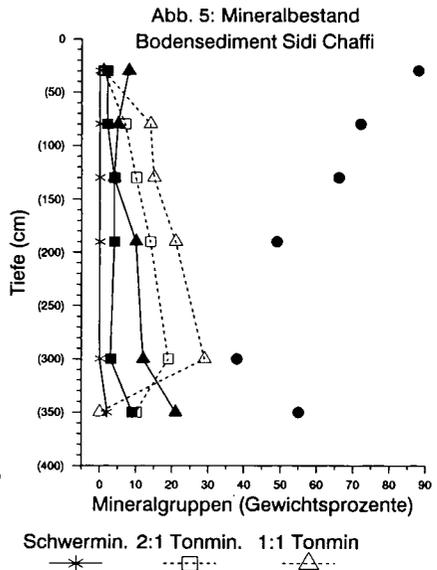
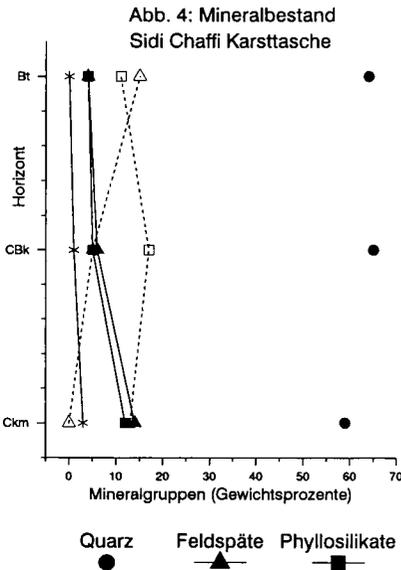
Tonmineralogisch erfahren die im Ausgangsmaterial deutlich dominierenden Smectite eine Umwandlung zu Kaoliniten und Kaolinit-Smectit Wechsellagerung (vgl. Abb. 2+3). Die Feintonfraktion der jeweiligen Bt Horizonte zeigt eine eindeutige Dominanz schwach kri-

<sup>2</sup> Die Autoren danken der DFG für die finanzielle Förderung (DFG Br 303/22-1).

stalliner Kaolinite (fireclay-Kaolinite, vgl. FELIX-HENNINGSEN 1990, JACKSON & ABDEL-KADER 1978).



Die Verwitterung der nicht sehr zahlreichen Plagioklase zu Kaoliniten und die Umwandlung der Phyllosilicate zu Illiten und Vermiculiten können als wahrscheinlich angenommen werden (vgl. Abb. 4). In den sandigen Oberböden kommen pedogene Chlorite (hydroxy-interlayered vermiculites) vor. Die mineralogische Zusammensetzung widerlegt die Annahme, daß es sich um Tonverarmungshorizonte (Eluvialhorizonte) handelt; wahrscheinlicher ist die Annahme einer sedimentären Inhomogenität (vgl. Abb. 5).



Diese Ergebnisse lassen auch schon vor Abschluß des Projektes einige Interpretationen zur Genese der Terrae rossae im Raum Rabat zu: Die Rubefizierung mit einer deutlichen Zunahme

des Hämatitgehaltes vom Ausgangsmaterial zum Solum speist sich im wesentlichen aus den eisenhaltigen Schwermineralen; die Umwandlung von Goethit zu Hämatit ist nur über eine reduzierte Phase vorstellbar (SCHWERTMANN & TAYLOR 1989), die in den Böden periodisch vorkommt. Ein Zusammenhang der fireclay-Dominanz in der Feintonfraktion mit der redoxbedingten Eisendynamik ist u. a. von BREUER & MURAD (in diesem Band) formuliert worden, er bedarf aber noch der näheren Erklärung. Zumindest die Bildung von Kaoliniten (Feinton- und Grobton) aus Smectiten läßt den Schluß zu, daß Kieselsäure aus dem System abgeführt wird und somit im Defizit ist oder war, wenn man die Genese der Terrae rossae als reliktsch interpretiert. Da aber innerhalb der bisher untersuchten Böden (die Kolluvien eingeschlossen) keine Unterschiede in den Mineralverwitterungstendenzen erkennbar sind, die Ausgangssubstrate aber entsprechend der pleistozänen Transgressionsmaxima unterschiedlichen Alters sein müssen, ist das Erstellen einer Chronosequenz mit der Benennung eindeutig reliktscher Bodenmerkmale nach den bisherigen Untersuchungen sehr problematisch. Es läßt sich auch nicht ausschließen, daß die Genese der Terrae rossae rascher abläuft als bisher angenommen. Diese Ansicht wird durch die klimatische (Boden)Wasserbilanz gestützt, die in den Monaten Januar bis April einen deutlichen Überschuß aufweist und somit eine Abfuhr von Stoffen in Lösung oder als diskrete Teilchen (silikatische Tonminerale) möglich macht. Unsere weiteren Untersuchungen werden sich auf diese Frage konzentrieren.

#### Literatur

- FELIX-HENNIGSEN, P. 1990. Bildung und Kristallinität von Kaolinit in der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke des Rheinischen Schiefergebirges. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 62, 109-112.
- JACKSON, M. L. & ABDEL-KADER, F. H. 1978. Kaolinite intercalation procedure for all sizes and types with x-ray diffraction spacing distinctive from other phyllosilicates. *Clays and Clay Minerals*, 26, 81-87.
- MEYER, B. & KRUSE, W. 1970. Untersuchungen zum Prozess der Rubefizierung (Entkalkungsrotung) mediterraner Böden am Beispiel kalkhaltiger marokkanischer Küsten-Dünen. *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 13, 77-140.
- SCHWERTMANN, U. & TAYLOR, R. M. 1989. Iron Oxides. In: Dixon, J. B. & Weed, S. B. (Hg.): *Minerals in Soil Environments*, Madison, Wisc.: Soil Science Society of America, 379-438.
- VAN WAMBEKE, A. 1985. *Calculated Soil Moisture and Temperature Regimes of Asia* (Soil Management Support Services (SMSS) Tech. Monograph No.9). Ithaca N.Y. (144p, 9 maps)

Tonminerale in sauren Braunerden und ihre Sorptionseigenschaften  
in Beziehung zu den Mineralen im Ausgangsgestein.

von

Dreher, P. und E.A. Niederbudde<sup>x)</sup>

1. Einleitung

In den letzten Jahren werden zunehmend Versauerungsprozesse mit den Folgeerscheinungen von Mineralverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung studiert, deren Ergebnisse auch im Zusammenhang mit der Einwirkung des sauren Regens gesehen werden. In schon klassisch zu nennenden Arbeiten wurde die "chemische Verwitterung" von primären gesteinsbildenden Mineralen vor mehreren Jahrzehnten an typischen sauren Böden Schottlands analytisch bestimmt (Walker, 1949, 1950). In diesen ersten und auch späteren Arbeiten (z.B. Stephen, 1952, Wilson, 1970) wurden wesentliche Phänomene der Mineralumwandlung mittels Röntgenbeugungsanalyse beschrieben.

Um die Eigenschaften der Minerale und damit auch bodentiefenabhängig ihre Veränderungen zu bestimmen, empfiehlt es sich, bewährte Meßtechniken der Röntgenbeugungsanalyse mit sorptionschemischen Messungen zu verknüpfen. Am Anfang unserer Untersuchungen standen die sorptionschemischen Messungen, um herauszufinden, ob sich die Tonminerale, die sich in einem Fall aus einem Biotitmetamorphit, im anderen aus einem Hornblendemetamorphit gebildet hatten, in typischer Weise unterscheiden.

2. Ergebnisse

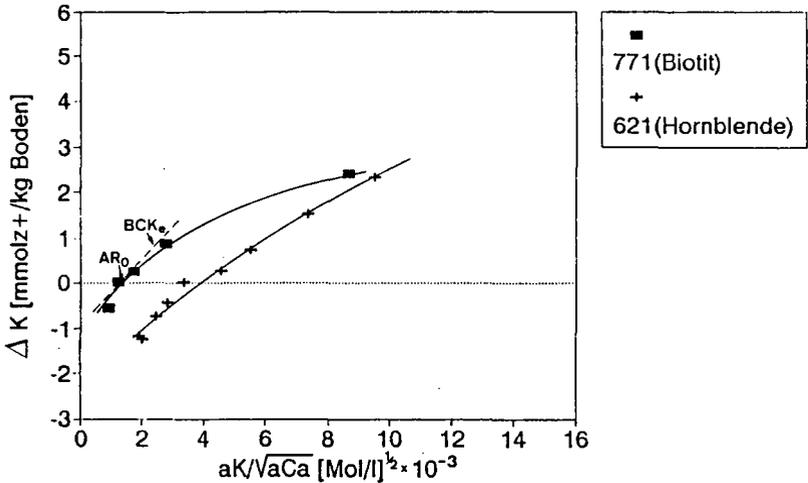
Folgt man einem theoretischen Konzept, nach dem Tonminerale, die aus Biotiten entstanden sind, eine hohe, jene, die aus Hornblenden entstanden sind, eine niedrige K-Selektivität zeigen, so kann dies mit Hilfe von K-Ca-Austauschkurven bestätigt werden. Wie aus dem Vergleich Bodensubstrat aus Biotit und Hornblende in

---

x) Institut für Bodenkunde der TU München-Weihenstephan  
8050 Freising

der Abbildung zu erkennen ist unterscheiden sich beide Böden in typischer Weise. Der K-Intensitätswert ( $AR_0$ ) ist bei ersteren kleiner als beim zweiten Bodensubstrat (jeweils Bc-Horizonte), bei der K-Pufferkapazität ( $BCK_0$ ) ist es umgekehrt. Es ist besonders darauf hinzuweisen, daß diese Kurven am ursprünglichen Boden (Gesamtböden <2mm) gemessen wurden.

### K/Ca-Austauschkurven Gesamtböden (<2mm)



Dies Ergebnis könnte so gedeutet werden, daß die Tonminerale im ersten Fall (Biotit) eine hohe, im zweiten Falle (Hornblende) eine niedrige K-Selektivität haben.

Die in Tabelle 1 dargestellten Mittelwerte der Gaponkoeffizienten an Gesamtböden, berechnet aus den K-Ca-Austauschkurven unter Verwendung des sorbierten Ca aus den  $aK$ -Werten, bestätigen diese Vermutung. Ebenso sind die an Gesamtböden bestimmten K-Intensitäten der Böden aus Biotitgestein entsprechend den Austauschkurven in der Abbildung signifikant kleiner als die der Böden aus Hornblendegestein, nach Gewinnung der Tonfraktionen in  $H_2O$  sind sie aber entweder faktisch gleich, oder es hat sogar eine Umkehrung (z.B. 2-0,2-Fraktion) stattgefunden.

Tabelle 1

Mittelwerte (n = jeweils 6) von K-Intensitäten als  $aK/\sqrt{aCa}$  ( $M^2$ ) und Gaponkoeffizienten ( $M^{-1}$ )

Böden aus	K-Intensitäten			Gapon $k_G = K_s/Ca_s \times AR_0^{-1}$		
	Gesamt- boden <2mm	2-0,2	< 0,2	Gesamt- Boden	2-0,2	< 0,2
Biotit	1.3	4.9	3.6	375	5	2
Horn- blenden	6.2	3.4	3.2	4	2	2

Die mit demselben Rechengang bestimmten Gaponkoeffizienten der Tonfraktionen zeigen die Veränderung der K-Selektivität durch Tongewinnung in  $H_2O$ . In einem Falle (Biotit) ist die Veränderung beträchtlich, im anderen Falle (Hornblende) ist sie unbedeutend.

Die niedrigen K-Intensitäten und die hohen Gaponkoeffizienten an den Böden aus Biotitgestein könnten durch die Tonmineralbestände mit jeweils hohen Vermiculit-Illitwerten und deren Wechsellagerung erklärt werden (Tabelle 2), dennoch ist dieser Erklärungsversuch unbefriedigend, denn auch die Böden aus Hornblendegestein enthalten nach dem gleichen Auswertungsverfahren neben Smectiten recht hohe Anteile von 14A-Mineralen (hier ausgedrückt als Vermiculit und sekundärer Chlorit).

Tabelle 2

Tonmineralgehalte (%) in Tonfraktionen ( $\mu m$ ) nach Dispergierung in  $H_2O$  (Angaben nach planimetrischer Auswertung der Flächen unter den Interferenzen, Faktoren s. Niederbudde und Kußmaul, 1978), n = jeweils 6.

Böden aus	Fraktion	Smectit	Vermicul. sek.Chlorit	WL <sup>x)</sup>	Illit	Kaolinit
Biotit	2-0,2	< 5	28	18	45	6
	< 0,2	< 5	20	22	46	9
Horn- blende	2-0,2	34	47	0	6	12
	< 0,2	48	34	< 5	9	7

x) Wechsellagerung Illit-Vermiculit (Sekundärer Chlorit)

Die hier vorgenommene halbquantitative Tonmineralanalyse zeigt die geringfügige Veränderung der Tonmineralbestände in den Böden aus Biotitmetamorphiten nicht an. Die sensitive Veränderung der K-Ca-Austauschkurvenparameter bei diesen Böden, wenn Ton durch Dispergierung in H<sub>2</sub>O gewonnen wird, deutet einen Mineralbildungsprozess an, der wahrscheinlich auch in der Natur abläuft, nämlich die schnelle K-Freisetzung aus großen Biotitteilchen. Das freigesetzte Kalium wird während der Tongewinnung von Tonmineralen hoher K-Selektivität sorbiert und verändert damit deren ursprüngliche Eigenschaften. Nach einer Abschätzung der vom Ton (<0,2 + 0,2-2 µm) sorbierten K-Mengen, indem die Austauschkurven der Tonfraktionen jeweils der Austauschkurve des ursprünglichen Bodens angepaßt wurde, ist der sorbierte K-Betrag nicht besonders groß. Er betrug im Mittel der Proben 2.4 mmol.z<sup>+</sup>/kg Boden. Bei der gleichen Tongewinnungstechnik traten bei den Böden aus Hornblendemetamorphiten K-Verluste auf, wie auch aus den Veränderungen der K-Intensitätswerte (Tabelle 1) abgeleitet werden kann. Die unbefriedigende Übereinstimmung der K-Selektivitätsmessungen mit den Ergebnissen der Standard-Röntgenbeugungsanalyse könnte durch spezielle Methoden der Ladungsdichtebestimmung erklärt werden. Dies ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

### 3. Literatur

1. Niederbudde, E.A. und Kußmaul, H. (1978): Tonmineraleigenschaften und -umwandlungen in Parabraunerde - Profilpaaren unter Acker und Wald in Süddeutschland. *Geoderma* 20, 239-255
2. Stephen, I. (1952): A study of rock weathering with reference to the soils of the Malvern Hills. *J. Soil Sci.* 3, 20-33
3. Walker, G.F. (1949): The decomposition of biotite in the soil. *Mineral. Mag.* 28, 693-703
4. Walker, G.F. (1950): Trioctahedral minerals in the soil clays of northeast Scotland. *Mineral. Mag.* 29, 72-84
5. Wilson, M.J: 1970): A study of weathering in a soil derived from a biotite-hornblende rock. *Clay Miner.* 8, 291-303

## **Quantitative Veränderungen des Mineralbestandes in Waldböden durch Bodenversauerung**

von

Dultz, S.\*<sup>1</sup>) und H. Graf von Reichenbach \*<sup>2</sup>)

### **Einleitung**

Die Versauerung von Böden wird durch Umsetzung von Protonen mit Silikaten abgepuffert. Daher führt die Verwitterung zu Änderungen in der mineralogischen Zusammensetzung. Aus dem Vergleich der mineralogischen Zusammensetzungen verschiedener Korngrößenfraktionen zwischen Bodenhorizonten und Ausgangsgestein kann die Inanspruchnahme des Silikatpuffersystems ermittelt werden.

### **Material und Methoden**

Für die Untersuchungen wurden Bodenprofile aus Geschiebedecksand über Drenthe-Grundmoräne unter Wald hinsichtlich einer einheitlichen geologischen Zusammensetzung ausgewählt und beprobt. Bei den Bodentypen der Profile K8 und J5 handelt es sich um podsolierte Pseudogley-Braunerden. Die Proben wurden in sieben Sand-, drei Schluff- und drei Tonfraktionen durch Siebung und Abschlämzung aufgeteilt. Die Bestimmung der Haupt- und einiger Spurenelemente der Korngrößenfraktionen erfolgte durch Röntgenfluoreszenzanalyse.

Die Ermittlung der mineralogischen Zusammensetzung der Sandfraktionen erfolgte durch Mineralfärbemethoden, Auszählung und mit Hilfe der chemischen Analyse. Die Minerale der Schlufffraktionen wurden mit Hilfe der temperaturgesteuerten Karl Fischer-Titration über die Wasserfreisetzung ab einer bestimmten Temperatur (DULTZ und REICHENBACH, 1990), die IR-Spektroskopie und chemische Verfahren bestimmt. Bei den Tonfraktionen wurden die IR-Spektroskopie und chemische Verfahren angewendet.

Eine einheitliche Zusammensetzung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung ist für die, nach KUNDLER (1959), durchgeführte Bilanzrechnung die Grundlage. Durch Kryoturbationen während der Weichselvereisung ist mit einer intensiven Durchmischung und Homogenisierung des Substrates vor Beginn der holozänen Bodenbildung zu rechnen.

---

\*<sup>1</sup>) Inst. f. Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2,  
3000 Hannover 21

Die Homogenität des Ausgangsgesteins wurde durch die Erstellung von Sandsummenkurven, die Bildung von Quotienten aus den Gehalten an Quarz in den Korngrößenfraktionen und die Gehalte von Titan und Zirkonium (BARSHAD, 1964) überprüft. Als Indexsubstanz für die Bilanzrechnung wurde der Quarzgehalt der Fraktionen 2-2000  $\mu\text{m}$  verwendet. Wegen der vorverwitterten Bezugshorizonte wurden mit der Bilanzrechnung die Mindestumsetzungen beschrieben.

Die Untersuchungsergebnisse werden für das Profil K8 im einzelnen dargestellt.

### Ergebnisse und Diskussion

Der Bezugshorizont für die Bilanzierung ist der, Bv3-Horizont. Der Ahe-Horizont konnte wegen der Beimengung von Flugsand in die Bilanzrechnung nicht mitaufgenommen werden. Die Gesamtmassenbilanz ist in Abb. 1 zu sehen.

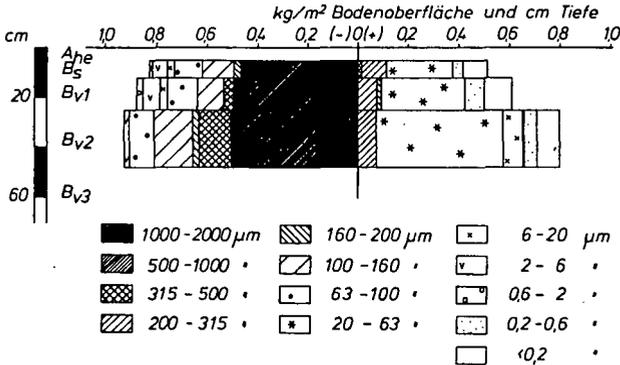


Abb. 1: Gesamtmassenbilanz Profil K8

Aus der Gesamtmassenbilanz werden Verluste vor allem in den Grob- und Feinsandfraktionen, sowie Zunahmen in den Mittelsand-, Schluff- und Tonfraktionen deutlich. Die Gewinne in den Mittel- und Feintonfraktionen betragen 6,6 kg/m<sup>2</sup>.

Die Mineralbilanz für Feldspat weist deutliche Verluste auf (Abb. 2). In der Mineralbilanz für Feldspat liegen in allen Sandfraktionen deutliche Verluste vor, während es bei den Schlufffraktionen besonders in den Grobschlufffraktionen zu Gewinnen kommt.

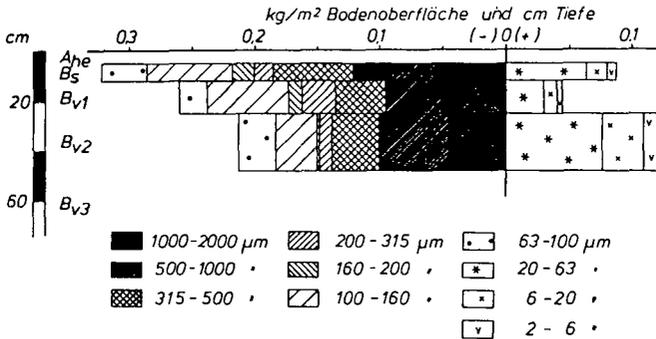


Abb. 2: Feldspatbilanz Profil K8

Für Glimmer/Illit treten insgesamt starke Abnahmen auf (Abb. 3).

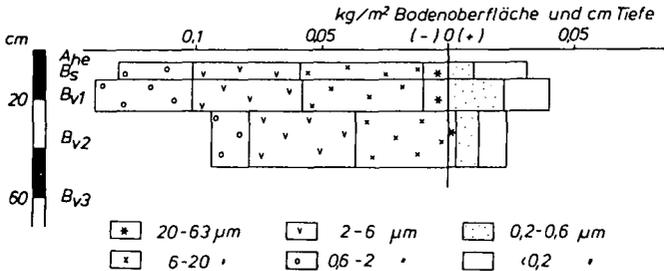


Abb. 3: Glimmer/Illitbilanz Profil K8

Die Gewinne an Illit in den Mittel- und Feintonfraktionen sind auf Teilchenüberführungen von Glimmer/Illit aus den Schluff- und Grobtonfraktionen zurückzuführen.

Das Abbauprodukt aus der Verwitterung von Glimmer/Illit ist Vermiculit: Die Bilanz für Vermiculit weist starke Gewinne aus, die 20 Prozent des Verlustes an Glimmer/Illit erklären. Ein nicht quantifizierter Teil an aufweitbaren Dreischichtsilikaten ist dabei im Boden in sekundären Chlorit überführt worden.

Die Gehalte an Kaolinit bleiben weitgehend erhalten. Eine deutliche Teilchenüberführung aus den Feinschluff- und Grobtonfraktionen in die Mittel- und Feintonfraktionen ist festzustellen.

In Tab. 1 sind die Umsetzungen für das dargestellte Profil K8 und ein weiteres Profil (J5) angegeben.

Tab. 1: Umsetzungen der Minerale (% vom ursprünglichen Bestand)

Profil K8		Minerale			
Horizont	Tiefe (cm)	Feldspat	Glimmer/ Illit	Vermiculit	Kaolinit
Bs	5-12	-14,5	-31,8	+74,4	-14,0
Bv1	12-25	-12,6	-29,3	+61,9	-1,6
Bv2	25-48	-5,3	-20,6	+22,7	+15,9
Profil J5					
Bvh	3-20	-10,4	-20,2	+64,7	+3,4
Bv1	20-45	+1,6	-31,6	+23,1	+13,3

In einer Tiefe von 20 bis 25 cm liegt für Feldspat ein deutlicher Rückgang der Intensität der Verwitterung vor, während der Rückgang für Glimmer/Illit undeutlich ist. Der Vermiculit weist starke Gewinne auf. Für Kaolinit ist mit einem weitgehenden Erhalt zu rechnen.

### Zusammenfassung

Für zwei podsolierte, tiefgründig versauerte Pseudogley-Braunerden aus Geschiebedecksanden über Drenthe-Grundmoräne der hohen Geest Nordwestdeutschlands wurden bilanzanalytische Untersuchungen zur Silikatverwitterung dargestellt. Die Abbaurate von Glimmer/Illit ist zweimal so hoch wie die von Feldspat. Die Gehalte an Kaolinit bleiben weitgehend konstant. Für Vermiculit kommt es zu Gewinnen, die 20 % des Verlustes an Glimmer/Illit ausmachen.

### Literatur

- BARSHAD, I., 1964: Chemistry of soil development, in: BEAR, F.E.: Chemistry of the soil, 2. edition, Reinhold Publishing Corporation, New York
- DULTZ, S., REICHENBACH, H. Graf v., 1990: Die Mineralbestimmung in der Schlufffraktion von Böden mit Hilfe der temperaturgesteuerten Karl Fischer-Titration, Mitteilungen d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 62, 105-108
- KUNDLER, P., 1959: Zur Methodik der Bilanzierung der Ergebnisse von Bodenbildungsprozessen (Profilbilanzierung), dargestellt am Beispiel eines Texturprofils aus Geschiebemergel in Norddeutschland, Z. Pflanzenern. Bodenkd., 86, 215-222

Datierung und Quantifizierung jüngerer Versauerungs- und Mineralverwitterungs-  
prozesse in forstlich genutzten Eschböden Nordwest-Deutschlands

von

Frank, U. und Gebhardt, H.\*)

**Einleitung**

In den letzten Jahrzehnten haben am Mineralbestand extrem saurer Waldböden stark beschleunigte Verwitterungs- und Umwandlungsprozesse stattgefunden (GEBHARDT et al., 1988; FRANK und GEBHARDT, 1989, 1990, 1991; VEERHOFF und BRÜMMER, 1989). Der erschreckend schnelle Ablauf dieser irreversiblen Prozesse muß als direkte Folge der hohen Deposition von anthropogen erzeugten Säuren und Säurebildnern angesehen werden.

Während in zahlreichen Untersuchungen eine mit zunehmender Industrialisierung unnatürlich schnelle und starke Versauerung vieler Waldstandorte nachgewiesen werden konnte (z.B. GRENZIUS, 1984; HALLBÄCKEN and TAMM, 1986; NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT für WASSERWIRTSCHAFT, 1987; FRANK und GEBHARDT, 1989), liegen nur wenige Ergebnisse zu den damit verbundenen quantitativen Veränderungen am Mineralbestand vor.

Erste Erkenntnisse über den zeitlichen Verlauf anthropogen bedingter Silicatverwitterungs- sowie Tonmineralumwandlungs- und Tonzerstörungsprozesse konnten bereits von der Arbeitsgruppe GEBHARDT (Universität Oldenburg, siehe o.a. Arbeiten) mit Hilfe 20 Jahre alter Archivproben gewonnen werden. Dieser Beitrag liefert mit der Untersuchung ehemals landwirtschaftlich genutzter und vor 40 bzw. 130 Jahren aufgeforsteter Plaggengesche weitere Erkenntnisse über die Verwitterungsintensität an silicatischen Mineralen während der jüngeren Versauerungsphase.

**Material und Methoden**

Untersucht wurden ein 1950 mit Fichten aufgeforsteter brauner Plaggensch aus der näheren Umgebung Osnabrücks und ein 1860 mit Kiefern aufgeforsteter grauer Plaggensch der Oldenburger Geest. Von beiden Böden wurden zum Vergleich die angrenzenden, noch heute landwirtschaftlich genutzten Standorte (s. Tab.1) mit in die Untersuchungen einbezogen.

Der braune Esch hat sich in einer Mächtigkeit von 80 cm aus sandigen Grasplaggen über fluvioglazialen Sanden und der graue Esch in einer Mächtigkeit von 50 cm aus sandigen Heideplaggen über Geschiebedecksand entwickelt.

---

\*) Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde, Universität, 2900 Oldenburg

Die Mineralgehalte der Schluff- und Sandfraktionen wurden polarisations- und phasenkontrastmikroskopisch bestimmt (GEBHARDT et al., 1967). Ergänzend wurden zur genaueren Identifizierung einzelner Mineralarten (Feldspatarten) auch Röntgen-Pulverdiagramme aufgenommen. Die Erfassung der K- und Na-Gesamtgehalte der einzelnen Fraktionen erfolgte nach Flußsäure-Perchlorsäure-Aufschluß mittels Atomabsorptions-Spektrometrie (Flamme).

### Ergebnisse und Diskussion

Die einheitliche Korngrößenverteilung innerhalb der Eschauflagen (Tab. 1) zeigt eine hohe Homogenität des Bodenmaterials an, die auch von den Mineralbilanzen der heute noch landwirtschaftlich genutzten Eschböden (Tab. 2) bestätigt wird.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Böden

Bodentyp / Nr.	Horiz.	Tiefe cm	pH CaCl <sub>2</sub>	Fe <sub>o</sub> mg/g*	Fe <sub>d</sub> mg/g*	C %	C/N %	Korngrößenverteilung (Gew.%)						
								-630	-200	-63	-20	-6,3	-2	<2 µm
brauner Plaggensch (landw.genutzt)	EA <sub>p1</sub>	0-3	5,2	2,2	3,5	1,5	10,1	0,8	43,8	42,3	3,8	2,5	1,2	5,6
	EA <sub>p2</sub>	3-27	5,3	1,9	3,2	1,2	9,5	0,9	43,1	43,5	3,7	2,2	1,2	5,3
	E	27-70	5,7	1,1	1,7	0,7	8,8	0,5	43,2	50,6	2,2	1,0	0,6	1,8
brauner Plaggensch (1950 aufge- forstet)	ER <sub>A</sub> p <sub>1</sub>	0-3	2,9	2,0	4,2	6,7	15,2	0,8	41,4	43,2	4,2	2,7	1,5	6,1
	ER <sub>A</sub> p <sub>2</sub>	3-25	3,4	2,1	5,0	1,4	8,9	0,8	42,7	42,6	4,0	2,4	1,5	6,0
	E	25-80	3,9	1,5	2,7	1,2	9,2	0,6	43,6	44,8	3,2	1,8	1,1	5,0
	IIC <sub>v</sub>	80-	4,2	0,6	1,4	0,3	6,4	1,0	41,8	53,7	1,4	0,6	0,3	1,2
grauer Plaggensch (landw.genutzt)	EA <sub>p1</sub>	0-3	4,9	1,8	3,0	2,9	10,5	3,5	26,9	46,8	11,0	4,4	2,2	4,9
	EA <sub>p2</sub>	3-30	5,0	1,8	3,0	1,8	10,4	3,6	26,9	46,3	10,8	4,4	2,3	4,7
	E	30-50	5,0	1,3	1,9	1,1	10,2	3,6	28,7	46,5	10,0	4,7	2,4	4,1
grauer Plaggensch (1860 aufge- forstet)	E <sub>1</sub>	0-3	2,9	1,6	2,4	5,4	15,4	2,8	24,6	46,3	12,6	4,9	2,3	6,4
	E <sub>2</sub>	3-25	3,6	1,2	1,8	1,7	13,2	3,5	27,5	46,7	11,3	4,3	2,0	4,8
	E <sub>3</sub>	25-45	4,1	0,6	0,8	1,7	13,0	3,9	28,2	47,0	11,0	3,8	1,9	4,2
	IIfB <sub>hs</sub>	45-70	4,2	0,1	0,3	0,9	12,7	6,2	32,0	47,8	8,8	2,1	0,8	2,2
	IIC <sub>o</sub>	70-	4,2	0,1	0,7	0,2	4,5	5,5	31,2	36,3	8,7	7,5	4,2	6,5

\*)absolut trockener Feinboden <2mm

Die in Tabelle 1 aufgeführten pH-Werte beweisen, daß die Plaggensch unter Waldbestand in den letzten 40 bzw. 130 Jahren besonders im Oberboden unnatürlich stark versauert sind. So sind die pH-Werte im oberen Bereich der Eschauf-  
lage (0-3 cm) im Vergleich mit dem unteren Bereich (>25 cm) um 1 bzw. 1,2  
pH-Einheiten und im Vergleich mit dem entsprechenden oberen Bereich der heute  
noch landwirtschaftlich genutzten Eschböden sogar um 2 bzw. 2,3 pH-Einheiten  
auf pH 2,9 gesunken. Diese in nur wenigen Jahrzehnten abgelaufene extreme  
Bodenversauerung muß hauptsächlich auf die hohe Deposition starker Säuren,  
begünstigt durch die große Akzeptoroberfläche des Kronendachs der Koniferen,  
zurückgeführt werden. Sie ist daher zusammen mit den chemischen und mineralo-  
gischen Folgeerscheinungen als anthropogen verursacht anzusehen.

In Tabelle 2 und 3 sind die säurebedingten Veränderungen am Mineralbestand der  
Schluff- und Sandfraktionen quantitativ erfaßt. Der in Tabelle 2 dargestellte  
Mineralbestand setzt sich in den untersuchten Plaggensch größtenteils aus

Quarz, Alkalifeldspat und Muscovit zusammen. Die Bilanzierung dieser Minerale zeigt für alle Korngrößenfraktionen eine deutliche Abnahme der Silicatgehalte in den extrem sauren Oberböden (0-3 cm). So haben in den letzten 40 Jahren die Muscovitanteile in den einzelnen Schluff-Fractionen des aufgeförsteten braunen Plaggeneschs (ErAp1, Profil 2) im Vergleich mit dem weniger sauren unteren Bereich der Eschauflage und im Vergleich mit dem oberen Bereich des noch landwirtschaftlich genutzten Eschbodens um 35 bis 60 % und die Alkalifeldspatanteile um 30 bis 40 % abgenommen.

Tab. 2: Mineralbestand der Sand- und Schluff-Fractionen der podsoligen Braunerden (pB), der braunen Plaggenesche (bP) und der grauen Plaggenesche (gP / Kornzahl-% der jeweiligen Fraktion)

Profil Nr.	Horiz.	Korngrößenfraktionen (µm)															
		630-200		200-63			63-20			20-6,3				6,3-2			
		Qu	Af	Qu	Af	Mu	Qu	Af	Mu	Qu	Af	Mu	Op	Qu	Af	Mu	Op
bP 1	EA <sub>p1</sub>	91,9	5,9	85,1	12,8	-	72,0	21,8	2,1	51,1	23,2	7,9	6,4	33,2	17,0	35,6	5,2
	EA <sub>p2</sub>	92,5	6,2	86,1	11,5	-	71,3	20,5	2,4	47,4	25,1	9,0	5,8	33,2	16,1	35,9	5,5
	E	91,4	7,3	88,2	10,2	-	72,6	20,5	2,5	51,1	29,3	8,4	4,3	38,5	22,5	27,2	3,9
bP 2	ErAp <sub>1</sub>	93,8	5,0	89,4	10,5	-	76,2	15,8	-	61,3	15,2	4,5	13,4	51,5	10,7	21,2	12,4
	ErAp <sub>2</sub>	92,5	5,7	83,7	12,8	-	69,3	21,8	2,5	50,2	22,6	10,8	4,7	43,0	16,2	30,8	3,1
	E	92,3	5,6	85,2	12,8	-	69,6	19,9	2,2	53,1	26,2	9,6	3,5	38,2	18,8	31,7	4,2
	IIC <sub>v</sub>	91,5	8,5	89,4	10,6	-	71,5	17,2	-	54,5	29,1	4,6	4,2	47,0	26,8	12,2	3,5
gP 3	EA <sub>p1</sub>	91,7	6,8	83,0	15,0	-	67,8	22,3	3,1	47,1	29,8	8,2	6,1	36,9	31,9	20,5	6,7
	EA <sub>p2</sub>	92,8	6,4	81,0	16,1	-	68,1	23,2	3,6	49,5	27,4	8,7	6,1	38,8	29,6	21,8	4,0
	E	92,8	6,5	81,2	16,3	-	65,7	25,4	3,9	55,2	27,6	9,5	4,2	42,2	30,3	19,6	4,1
gP 4	E <sub>1</sub>	93,2	5,6	83,8	11,1	-	73,7	16,4	0,8	59,5	20,7	3,6	14,9	50,4	17,8	12,4	17,8
	E <sub>2</sub>	92,6	6,1	81,3	14,6	-	67,5	25,6	2,1	46,9	33,5	8,5	9,3	44,0	26,0	19,5	7,8
	E <sub>3</sub>	92,0	6,8	80,8	16,0	-	65,0	25,2	2,8	48,3	29,4	9,0	6,6	39,7	31,7	21,9	4,8
	IIfB <sub>hs</sub>	90,0	8,1	81,0	16,8	-	63,0	25,0	6,8	56,9	28,6	7,8	4,7	44,2	31,1	21,3	2,6
	IIIG <sub>0</sub>	86,8	11,5	81,5	15,3	-	70,4	21,1	4,6	45,8	33,2	15,8	2,2	33,0	23,6	40,6	0,9

Qu = Quarz, Af = Alkalifeldspat, Mu = Muscovit, Op = Opal

Die Differenz zu 100% ergibt sich aus den Anteilen an Schwermineralen und unbestimmbaren Teilchen

In dem extrem sauren oberen Abschnitt des grauen Plaggeneschs (E1, Profil 4) sind die Muscovitanteile der Schluff-Fractionen in den letzten 130 Jahren um

Tab. 3: Kalium- und Natriumgehalte der Sand- und Schluff-Fractionen der podsoligen Braunerden (pB), der braunen Plaggenesche (bP) und der grauen Plaggenesche (gP; mg/g der jeweiligen Fraktion)

Profil	Horiz.	Korngrößenfraktionen (µm)									
		630-200		200-63		63-20		20-6,3		6,3-2	
		K	Na	K	Na	K	Na	K	Na	K	Na
bP 1	EA <sub>p1</sub>	2,0	1,1	4,8	2,2	9,4	6,3	11,4	7,2	11,3	6,8
	EA <sub>p2</sub>	2,1	1,1	4,6	2,1	9,5	6,2	12,2	8,0	11,0	6,7
	E	2,2	1,3	4,6	2,0	9,7	6,2	12,0	8,9	10,9	7,4
bP 2	ErAp <sub>1</sub>	1,6	0,7	3,0	1,4	7,7	4,9	8,4	4,6	8,4	4,4
	ErAp <sub>2</sub>	1,9	1,0	4,0	2,2	9,1	6,6	11,1	6,7	10,7	6,6
	E	1,8	1,1	4,7	2,1	9,7	6,7	11,6	8,1	11,7	6,8
	IIC <sub>v</sub>	2,4	1,5	3,1	1,3	8,0	5,0	10,9	9,0	12,0	9,7
gP 3	EA <sub>p1</sub>	3,5	0,6	6,4	2,1	12,7	6,0	14,2	8,0	19,8	5,7
	EA <sub>p2</sub>	3,0	0,5	6,8	2,4	12,6	6,2	14,0	7,8	19,0	5,9
	E	3,3	0,6	7,2	2,5	13,5	6,8	14,6	7,8	18,6	5,6
gP 4	E <sub>1</sub>	1,9	0,9	3,1	1,0	10,0	4,4	10,3	5,6	12,9	3,7
	E <sub>2</sub>	3,0	0,9	4,1	1,3	12,7	5,8	14,0	7,7	19,0	5,6
	E <sub>3</sub>	2,9	0,8	7,1	2,3	12,5	5,9	13,8	7,1	19,3	5,6
	IIfB <sub>hs</sub>	3,3	1,2	8,1	3,0	13,0	5,9	15,9	8,5	19,5	5,5

35 bis 70 % und die Alkalifeldspatanteile um 30 bis 45 % zurückgegangen.

In enger Korrelation mit der mikroskopisch festgestellten Silicatverwitterung haben auch die in Tabelle 3 aufgeführten K- und Na-Gesamtgehalte der einzelnen Korngrößenfraktionen aus dem extrem sauren oberen Bereich der aufgeförsteten Eschböden

in den letzten 40 bzw. 130 Jahren sehr stark abgenommen.

Die in Abb. 1 und 2 dargestellten Korrelationsberechnungen zeigen, daß die Na- und K-Gesamtgehalte mit R-Werten von 0,838 bzw. 0,899 bei N = 170 in sehr enger Beziehung zu den ermittelten Alkalifeldspat- bzw. Silicatanteilen stehen.

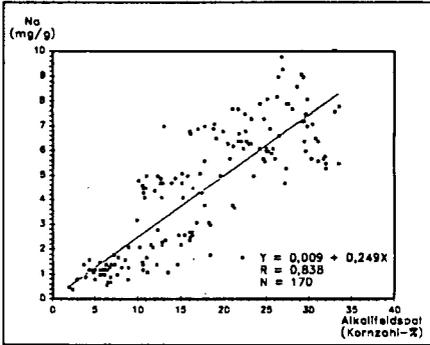


Abb. 1: Beziehung zwischen dem Alkalifeldspat-Anteil und dem Natrium-Gehalt in den Sand- und Schluff-Fractionen

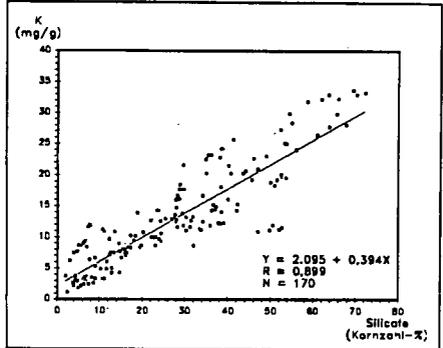


Abb. 2: Beziehung zwischen dem Silicat-Anteil und dem Kalium-Gehalt in den Sand- und Schluff-Fractionen

## Zusammenfassung

Die Aufforstung ehemals landwirtschaftlich genutzter Plaggenesche hat innerhalb von 40 bzw. 130 Jahren zu einer sehr starken Bodenversauerung geführt, die aufgrund der kurzen Zeitspanne hauptsächlich auf anthropogene Ursachen zurückzuführen ist. Parallel zur ansteigenden Bodenacidität haben besonders in einem nur wenige Zentimeter mächtigen extrem sauren oberen Abschnitt der Eschauflagen (pH < 3) die Muscovit- und Alkalifeldspatanteile der Schluff- und Sandfraktionen drastisch abgenommen. In enger Korrelation mit den abnehmenden Silicatanteilen sind auch die Kalium- und Natrium-Gesamtgehalte der einzelnen Korngrößenfraktionen deutlich zurückgegangen.

Der bei vergleichbarer Pufferkapazität ähnlich hohe Verwitterungsgrad in den vor 40 und 130 Jahren aufgeforsteten Eschböden deutet darauf hin, daß erst vor ca. 40 Jahren mit der stark zunehmenden Industrialisierung extreme Bodenversauerungs- und Mineralverwitterungsprozesse eingesetzt haben.

## Literatur

- FRANK, U., GEBHARDT, H., 1989: Mineralverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung als Folge starker Bodenversauerung. Mittgn. Dtsch. Bodenk. Gesellschaft., 59/II: 1163-1168
- FRANK, U., GEBHARDT, H., 1990: Weathering of silicates and destruction of clay minerals as a consequence of severe soil acidification. 14th Int. Congr. of Soil Science, Kyoto, Vol. VII: 60-65
- FRANK, U., GEBHARDT, H., 1991: Transformation and destruction of clay minerals caused by recent strong acidification. Proc. 7th Euroclay Conf., Dresden, Vol. 1: 369-374
- GEBHARDT, H., MEYER, B., SCHEFFER, F., 1967: Mineralogische Schnelluntersuchung der Grobton-, Schluff- und Feinsandfraktionen mit dem Phasenkontrastmikroskop. Zeiss-Mitteilgn. 4: 309-322
- GEBHARDT, H., FRANK, U., PUSCH, F., 1988: Silicatverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung als Folge starker Bodenversauerung. Forschungsbericht FKZ 00039071 A, EMFT, Bonn
- GRENZIUS, R., 1984: Starke Versauerung der Waldböden Berlins. Forstwiss. Centralbl. 103/2: 131-139
- HALLSÄCKEN, L., TAMM, C.O., 1986: Changes in Soil Acidity from 1927 to 1982-1984 in a Forest Area of South-West Sweden. Scand. J. For. Res. 1: 219-232
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT für WASSERWIRTSCHAFT, 1987: Belastung von Wasser und Boden durch Schadstoffe in Luft und Niederschlägen. Hildesheim
- VEERHOFF, M., BRÜMMER, G.W., 1989: Silicatverwitterung und Tonmineralumwandlung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen. Mittgn. Dtsch. Bodenk. Gesellschaft., 59/II: 1203-1208

**Elektronenmikrostrahlanalysen zur Erfassung der Schwermetallbindungsformen  
in Böden unterschiedlicher Schwermetallbelastung**

von

HILLER, D.A.<sup>\*)</sup> und G.W. BRÜMMER <sup>\*\*)</sup>

Für die Erfassung der Schwermetallbindungsformen wurden bisher vor allem chemische Extraktionsverfahren verwendet, wobei die verschiedenen in der Literatur vorgeschlagenen Extraktionsverfahren zum Teil sehr divergente Ergebnisse aufzeigen und eher operational definierte Fraktionierungsergebnisse liefern (ZEIEN, 1991).

Um weitere Informationen zu den SM-Bindungsformen zu erhalten und eine Überprüfung der Richtigkeit naßchemischer Extraktionsverfahren zu ermöglichen, wurden mit einem Elektronenstrahl-Mikroanalysator oder kurz Mikrosonde direkte Messungen im Mikrobereich von Bodendünnschliffen durchgeführt.

**Material**

Mit den 19 ausgewählten Bodenproben, die aus 7 Oberböden und drei Profilen mit 12 Horizonten entnommen wurden, wird ein breites Spektrum unterschiedlichster Bodeneigenschaften abgedeckt (Tab. 1).

Tab. 1: Kennwerte der mit der Mikrosonde untersuchten Bodenproben

pH-Bereich	von 3,9 - 7,4	CaCO <sub>3</sub>	von 0 - 17,8 %
C <sub>org</sub>	von 0,2 - 7,35 %	Ton	von 5 - 50 %
Phosphat	230 - 5.660 mg/kg	Cobalt	5,7 - 185 mg/kg
Nickel	12,1 - 94,4 mg/kg	Kupfer	20,8 - 3.760 mg/kg
Zink	160 - 12.500 mg/kg	Cadmium	0,52 - 116 mg/kg
Blei	31,6 - 21.500 mg/kg		

**Ergebnisse und Diskussion**

Mit EMA-Punktmessungen an verschiedenen Bodenkomponenten wie Streustoffen, Huminstoffaggregationen, Tonmineralen, pedogenen Oxiden, Carbonaten, lithogenen Mineralen u.a.m. wurden über 20.000 Daten erhoben. Die Interpretation der Meßergebnisse wurde durch Elementverteilungsbilder, welche die Verteilung der untersuchten Elemente in Mikrobereichen (2-250 µm Durchmesser) der Probe sichtbar machen, erleichtert. Weiterhin zeigen Step-Scan-Analysen den Konzentrationsverlauf von Elementen entlang bestimmter Meßstrecken (z.B. 2-300 µm Länge).

Es konnte auch für wenig oder unbelastete Böden gezeigt werden, daß die Schwermetalle nicht gleichmäßig im Boden verteilt sind, sondern lokale Zentren der Anreicherung neben Zonen mit - für die Mikrosonde - nicht nachweisbaren SM-Gehalten bestehen. Von den untersuchten Bodenkomponenten sind

\*) FB 9, Angewandte Bodenkunde, Universität - GHS - Essen, Universitätsstr. 5, 4300 Essen 1

\*\*) Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

für die Schwermetallbindung vorwiegend die organische Substanz, pedogene Fe- und Mn-Oxide sowie Dreischichttonminerale von Bedeutung.

Mikrosondenmessungen an der organischen Substanz belasteter Böden ergaben teilweise sehr hohe Kupfer- (bis 13.030 mg/kg), Zink- (bis 48.380 mg/kg), Cadmium- (bis 2.090 mg/kg) und Bleigehalte (bis 192.760 mg/kg).

Die unterschiedliche Neigung der Schwermetalle, sich an Huminstoffen anzureichern, kann in der Affinitätssequenz



dargestellt werden (HILLER, 1991). Die Sequenz steht dabei in Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus Modellversuchen anderer Autoren - insbesondere mit denen von KERNDORF und SCHNITZER (1980) sowie STEVENSON (1982).

Neben der organischen Substanz binden in Böden - besonders in Unterbodenhorizonten - vor allem die pedogenen Fe- und Mn-Oxide Schwermetalle. Meist sind es Fe-Mn- bzw. Mn-Fe-Mischoxide, die in besonders vielfältigen Übergängen häufig in Form von Konkretionen und Flecken in Böden akkumuliert sind. Wie besonders Step-Scan-Analysen anschaulich zeigen, sind die Schwermetalle zu einem großen Anteil im Innern von Konkretionen okkludiert (Abb. 1).

Offenbar kommt es nach einer anfänglichen Adsorption an der Oberfläche von Oxiden durch Diffusionsprozesse zu einem Einwandern von Schwermetallen in das Innere von Oxidpartikeln (BRUEMMER et al., 1988). Dies bedeutet, daß die in den Konkretionen gebundenen Schwermetalle weitgehend immobil gebunden sind.

Vor allem bei Fe-Oxiden beeinflußt offenbar der Kristallinitätsgrad die SM-Akkumulation. Aus gut kristallinen Oxiden aufgebaute Konkretionen und Rostflecken, in denen der Fe-Gehalt 50% übersteigt, weisen im Vergleich zu den weniger gut kristallinen Oxid ausfällungen (Fe-Gehalte < 50%) - mit Ausnahme von Zink - deutlich geringere Schwermetallgehalte auf. Besonders ausgeprägte SM-Anreicherungen weisen Mn-reiche Konkretionen und Rostflecken auf. So zeigen z.B. Mn-reiche Mn-Fe- und Mn-Fe-Si-Konkretionen aus Allocthonon Vegen der Oker und Sieg höhere Zink- und Bleigehalte als weniger Mn-enthaltende Fe(-Si-Mn)-Konkretionen, Fe-Si(-Mn)-Konkretionen oder Fe(-Mn)-Konkretionen (Tab. 2).

Die EMA-Analysen bestätigen die bereits mehrfach in der Literatur dargestellte starke Affinität von **Cobalt** zu Mn-Oxiden. Auch **Nickel** neigt eher dazu, sich an Mn- als an Fe-Oxiden anzureichern. **Kupfer** wird vor allem in Oberböden dominierend von der organischen Substanz, daneben aber vor allem durch pedogene Oxide gebunden. In Unterbodenhorizonten ist Kupfer fast ausschließlich in - meist weniger gut kristallinen - Fe- und Mn-Oxiden akkumuliert und liegt häufig zu einem großen Anteil im Innern von Konkretionen okkludiert vor. **Zink** kann in beträchtlichem Maße in zumeist aufgeweiteten Illiten eingelagert sein. Auf geogen belasteten Böden kann Zink zu einem bedeutenden Anteil in Glimmermineralen vorliegen. Das bei der Verwitterung der Minerale freigesetzte Zink wird dann in den Fe-Oxidkrusten, die die Minerale überziehen, gebunden. Die Krusten aus Eisenoxiden enthalten häufig mehr als das zehnfache des Zn-Gehaltes, der ursprünglich in den Mineralen vorlag. **Blei** wird ebenfalls in starkem Maße durch pedogene Oxide angereichert. Dabei wird die Pb-Bindung an Fe- und Mn-Oxide offensichtlich besonders durch Phosphat gefördert. Wahrscheinlich ist an den pedogenen Oxiden eine Bleiadsorption über Phosphat-Brücken statt. Verglichen mit den SM-Gehalten der organischen Substanz und der Fe- und Mn-Oxide sind die auf den untersuchten Standorten in primären und sekundären Silicaten gebundenen SM-Mengen - von geogen belasteten Standorten abgesehen - meist gering. Zink und Nickel konnten vereinzelt in Feldspäten und Schichtsilicaten nachgewiesen werden. Offensichtlich können diese beiden Elemente aufgrund ihres geringen Ionendurchmessers und anderer Eigenschaften eher in Silicatgitter eingebaut werden als Cobalt,

Kupfer, Cadmium und Blei. Die letztgenannten Schwermetalle wurden meist in Verbindung mit Eisen- und/oder Manganoxidbelägen auf den Silicaten nachgewiesen.

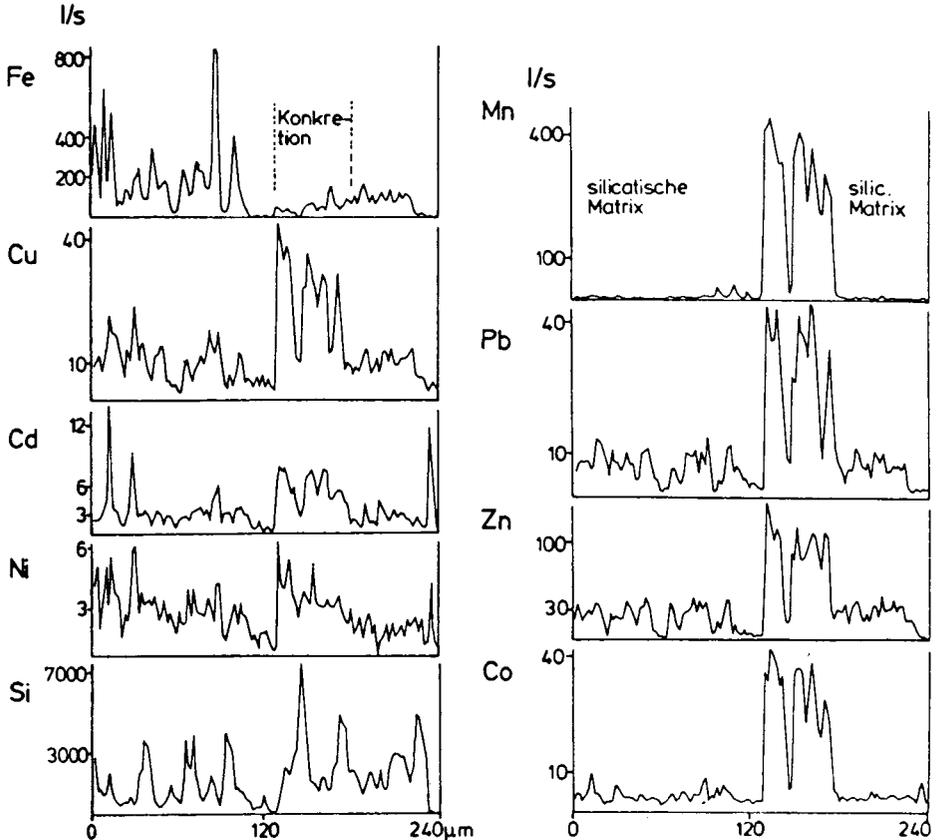


Abb. 1: EMA-Step-Scan-Analysen zum Konzentrationsverlauf verschiedener Elemente in der silicatischen Bodenfeinsubstanz sowie in einer Mn-Konkretion aus dem aM1-Horizont einer Allochthonen Vega der Okeraue (I/s = Impulse pro Sekunde)

Bei einzelnen Analysen an Mineraleinschlüssen wurden nahezu äquimolare Gehalte an Schwermetallen (SM) und Schwefel gemessen. Wahrscheinlich handelt es sich hierbei um kleinräumige SM-Sulfid-Einschlüsse in den Silicaten. Sulfidische Cd-, Cu- und Zn-Einschlüsse konnten in Carbonaten und in einigen Silicaten festgestellt werden. Weiterhin wurde in einer carbonathaltigen, stark Blei-belasteten Probe aus der Okeraue Pb-Carbonat nachgewiesen. In mit belasteten Siedlungsabfällen gedüngten Böden kann Zink

ebenfalls als Zn-Carbonat gebunden vorliegen. Auch in einem Apatitpartikel wurden mit 560 mg Co/kg, 1.420 mg Cu/kg, 17.800 mg Pb/kg und 34.340 mg Zn/kg hohe Schwermetallgehalte gemessen.

Tab. 2: Durchschnittsgehalte von Zink und Blei (mg/kg) verschiedener Konkretionstypen aus Allochthonen Wegen der Oker und Sieg

Konkretions- typ	Oker		SiegO13	
	Zink	Blei	Zink	Blei
Mn-Fe- und Mn-Fe-Si-Konk., n	31.550 6	50.440 6	6.600 6	3.500 5
Fe(-Si-Mn)-Konk. n	27.090 6	26.690 6	3.460 3	3.300 2
Fe-Si(-Mn)-Konk. n	19.620 17	16.710 16	2.300 2	1.970 1
Fe(-Mn)-Konk. n	13.480 1	k.A.	1.575 2	2.430 1

-----  
n = Zahl der Konkretionen mit Zn- bzw. Pb-Anreicherung,  
k.A. = keine Konkretionen mit Pb-Anreicherung > NWG

### Zusammenfassung

Insgesamt machen die EMA-Untersuchungen deutlich, daß anthropogen zugeführte Schwermetalle vorwiegend von der organischen Substanz und den pedogenen Oxiden - in geringerem Maße auch von Tonmineralen - gebunden werden. Wahrscheinlich kommt es im Verlauf längerer Zeiträume - wohl aufgrund von Diffusionsprozessen in das Innere der Oxide und Tonminerale - zu einer starken Metall-Festlegung, welche die Verfüg- und Verlagerbarkeit der Schwermetalle stark mindert.

### Literatur

- Bruemmer, G.W., J. Gerth und G. Tiller (1988): Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. Journal of Soil Science, 39, 37-52.
- Herns, U. und G. Brümmer (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden.
- Hiller, D.A. (1991): Elektronenmikrostrahlanalysen zur Erfassung der Schwermetallbindungsformen in Böden unterschiedlicher Schwermetallbelastung. Dissertation, Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Band 4.
- Kerndorf H. und Schnitzer M. (1980): Sorption of metals on humic acid. Geochim. Cosmochim. Acta, 44, 1701-1708.
- Stevenson, F.J. (1982): Humus chemistry. J. Wiley and Sons, New York, 443 S..
- Zeien, H. (1991): Chemische Extraktionsverfahren zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Dissertation Bonn, (in Vorbereitung).

## **Verwitterungsmerkmale einiger fossiler Böden des 'Buntsandstein-Schwarzwaldes**

von

Jahn, R., K.-H. Papenfuß, M. Bischoff † und K. Stahr <sup>1)</sup>

### **1. Problemstellung**

Fossile Böden der kristallinen Rumpffläche wurden bereits 1922 von Striegel, in jüngerer Zeit von Müller und Ortlam (in BLEICH et al. 1982), sowie RÖPER (1980), beschrieben. Einige rote Verwitterungsdecken wurden allerdings von STAHR (1979) als hydrothermal beeinflusst gedeutet. Innerhalb der triassischen Gesteine (Buntsandstein) wurden insbesondere von Ortlam (Müller und Ortlam, in BLEICH et al. 1982) insgesamt 7 Paläoböden (Violette Horizonte VH0 bis VH6) beschrieben. Gemeinsames Merkmal der Violetten Horizonte sind violette (Hämatit) Farben, Wurzelhorizonte, sowie Kalk bzw. Dolomit Verkrustungen. Diese Merkmale deuten unbestritten auf ein arides bis semiarides Klima während der Entstehung hin.

Anhand chemisch-mineralogischer Analysen sollen hier Paläobodenreste unklarer stratigraphischer Einordnung mit einem Paläoboden triassischen Alters verglichen und deren Merkmale dargestellt werden.

### **2. Objekte**

Vier Profile wurden in einem Steinbruch bei Mönchweiler an der Ostabdachung des Schwarzwaldes bei Villingen-Schwenningen. beprobt. Profil a (siehe Abb. 1a) ist eine Basenarme Braunerde, die sich im Holozän aus periglazialen Schuttdecken aus Paragneis entwickelt hat. Im obersten Profilbereich ist auch Buntsandsteinmaterial eingearbeitet. Profil b stellt den Rest eines Paläobodens dar, der im oberen Teil ebenfalls in die periglaziale Schuttdeckenbildung mit einbezogen wurde. Der untere Teil weist jedoch einen stark verwitterten autochthonen Gneiszersatz auf, dem das eigentliche Interesse gilt. Durch die Sedimente des oberen Buntsandsteines konserviert wurden die Profile c und d, die sich am Unterhang einer ehemaligen Terrassenlandschaft befinden (siehe Abb. 1a u. r.). Zum Vergleich wurde noch ein fossiler Auengley herangezogen, der am "Horn von Sexau" (Westrand des Schwarzwaldes) in einem Steinbruch aufgeschlossen ist und einem Violetten Horizont oberhalb VH2 entspricht.

### **3. Ergebnisse**

Mit Ausnahme des Profiles Sexau und zweier Lagen von Mönchweiler d sind alle untersuchten Horizonte bzw. Lagen mittel bis sehr stark steinig. Steingehalte, sowie die Korngrößenanalyse (Abb. 1b) bestätigen deutlich die bereits im Gelände beobachteten Befunde der Schichtung der Profile c, d und Sexau. Schichtungsmerkmale (Körnungsquotienten, Elementquotienten) für die Profile a und b sind weniger deut-

<sup>1)</sup> Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

lich; können aber ebenfalls angenommen werden. Profil b ist erst ab 14 dm (Gneiszersatz), trotz Textursprüngen als autochthon verwittert anzusprechen. Die Textur von Mönchweiler a entspricht mit IS bis s<sup>o</sup>L einer normalen Braunerdeentwicklung.

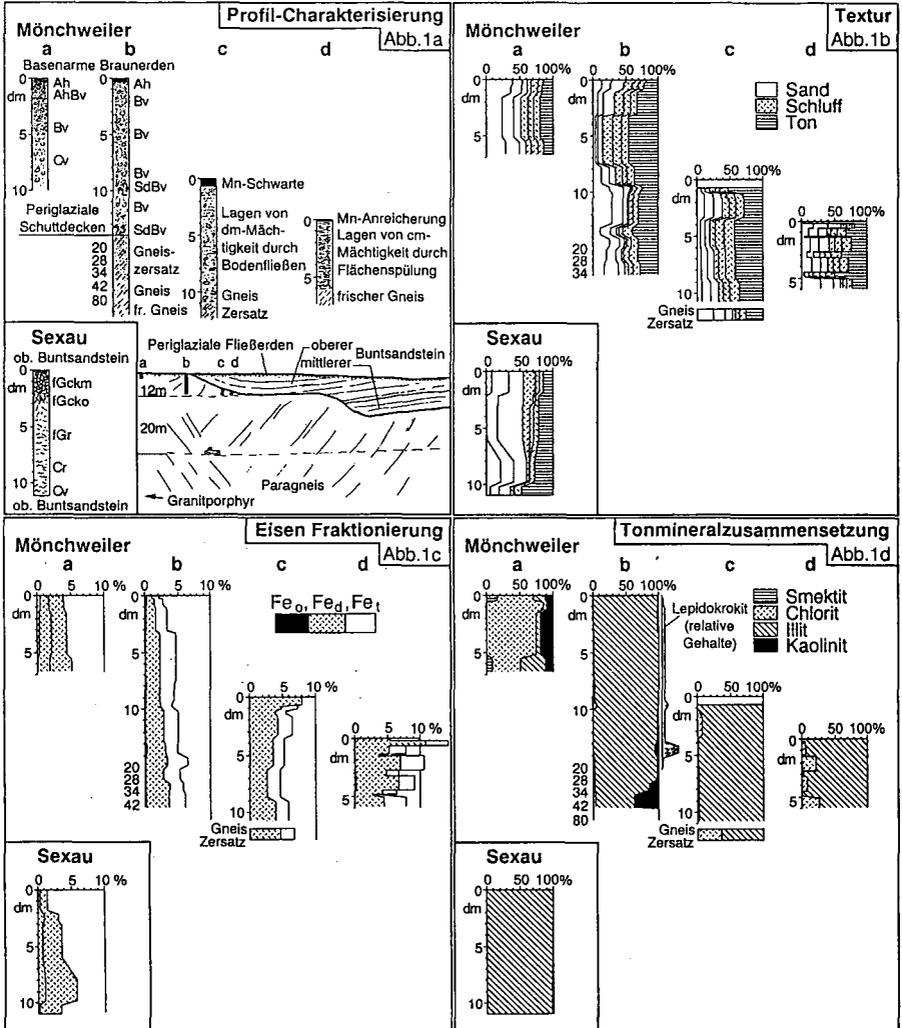


Abb.1: Charakterisierung und Lage, sowie Tiefenfunktionen der Textur, der Eisenfraktionen und der Tonmineralzusammensetzung der Paläoböden von Mönchweiler und Sexau im Südschwarzwald

Profil b ist mit Bodenarten von s<sup>o</sup>L bis IT im oberen Profilteil für eine Gneis-Braunerde deutlich tonreicher. Der erhöhte Tongehalt kann nicht auf beigemischtes Buntsandsteinmaterial zurückgeführt werden. Der unteren Profilteil (s<sup>t</sup>L) ist ebenfalls relativ tonreich. Da die Profile Mönchweiler c und d, sowie Profil Sexau aus

Erosionsmaterial aufgebaut sind, ist deren relative feine Textur auf Sortierungsvorgänge zurückzuführen.

Die Eisenoxidbildung (Abb.1c) ist bis auf Profil Sexau in allen Profilen sehr weit fortgeschritten. In der Braunerde Mönchweiler a sind 40-50%, in b 50-60%, in c 60-70% und in c rund 70% des Gesamt-Eisens zu dithionitlöslichem Fe umgesetzt (Sexau nur <30%).

Bis auf Profil a und dem Oberboden von Profil b sind die Aktivitätsquotienten ( $Fe_{o/d}$ ) mit Werten meist weit unter 0,05 sehr gering. Die erwähnten Ausnahmen entsprechen den Horizonten der rezenten Braunerdeentwicklung. Leicht erhöhte Quotienten in den tieferen Profilbereichen von Mönchweiler b (0,05-0,1) gehen synchron mit dem Auftreten von Lepidokrokite in der Tonfraktion. An der Basis dieses Profiles ist mit 0,08 der Wert ebenfalls erhöht und dürfte auf eine rezent wieder aktiv gewordene Verbraunung zurückzuführen sein.

Außergewöhnlich hohe Gehalte an Fe in den obersten Lagen der Profile Mönchweiler c und d (Abb.1c) werden begleitet von ebenfalls sehr hohen Gehalten an Mn-Oxiden ( $Mn_d$ ) c (22%) und d (30%). Da diese Lagen nicht über weitere Strecken verfolgt werden konnten, ist nicht klar ob es sich um eine Anreicherung durch eine ehemalige Gley Dynamik oder um nachträglich an der Schichtgrenze (Poren- und Körnungsdiskontinuität) durch perkolierende Lösungen erfolgte Anreicherung handelt. Die sehr geringen  $Fe_{o/d}$ -Quotienten von 0,002 und 0,001 lassen höheres Alter und damit ersteres vermuten.

Im Profil Sexau fand Stanjek (in STAHR & JAHN, 1989) ausschließlich Hämatit (mit Al und Ti Substitution) hoher Stabilität gegenüber Dithionit als Fe-Oxid. Die  $Fe_d$ -Gehalte waren im Profil etwa doppelt so hoch als in den Sandsteinen darüber und darunter.

Mit Ausnahme von Mönchweiler a ist die Tonfraktion aller anderen Profile stark von Illit dominiert (Sexau nahezu ausschließlich) (Abb.1d). Der Illit ist in Mönchweiler meist randlich aufgeweitet, in Sexau dagegen durch geringe Halbwertsbreiten und damit regelmäßiger Kristallinität ausgezeichnet. In a ist das dominante Tonmineral sec. Chlorit, der ansonsten nur noch (allerdings als primärer Chlorit) im Gneiszersatz von c und in den gröber texturierten Lagen von d eine Rolle spielt. Kaolinit kommt in üblichen Mengen in Profil a (Lößeintrag?) und überraschenderweise reichlich an der Basis von Profil b vor. Smectit tritt in geringen Mengen nur in Profil a auf. Die hohen Chloritgehalte in a werden begleitet von relativ hohen  $Al_d$  Gehalten (4%, ansonsten deutlich unter 2%) und deuten möglicherweise bereits eine beginnende Dechloritisierung (pH 3-4) an.

Alle Profile von Mönchweiler sind versauert. Das Profil Sexau weist dagegen auf ein deutlich anderes Bildungsmilieu hin. die beiden obersten Horizonte weisen über 50% Karbonat auf, das zu zwei Drittel dolomitisiert ist. Die Tiefenfunktion weist deutlich auf eine Gley-Dynamik unter einem ariden Klimaregime hin.

Tab.1: Elementgehalte (mg/g) zweier frischer Paragneise  
(Basis von Mönchweiler b und d)

	Na	K	Mg	Ca	P	Si	Al	Fe	Mn	Ti	Zr
b	18,3	18	11,8	0,1	0,62	331	78	30	0,5	4,7	0,30
d	2,1	47	9,9	0,5	0,69	214	125	49	1,0	5,3	0,18

Von allen Böden wurden auch die Gesamtelement-Gehalte bestimmt. Auf Grund der hohen Variabilität des Gneises können daraus allerdings vernünftigerweise keine

Elementgewinne oder-verluste abgeleitet werden. Es kann lediglich ein gewisser Si-Export im unteren Profilbereich von Mönchweiler b vermutet werden. Die hohe Variabilität des Gneises zeigt exemplarisch Tab.1.

#### 4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Der untere Profilbereich von Mönchweiler b weist deutliche Merkmale einer Tiefenverwitterung auf (stark fortgeschrittene Verbraunung, mäßig fortgeschrittene Verlehmung). Feinere Texturen und höheres Ausmaß der Verbraunung in c und d müssen auf selektive Anreicherung vorverwitterten Materiales zurückgeführt werden. Die sehr geringen  $Fe_{o/d}$  Quotienten weisen auf ein sehr hohes Alter (mit Diagenese der Eisenoxide) dieser Bodenbildung hin. Die an der Basis von b bemerkenswerten Gehalte an Kaolinit, die weder als eingetragen noch als lithogen bedingt angesehen werden können, weisen auf ein humides Klima der Bildung hin.

Das Profil Sexau weist mit der Karbonatanreicherung und illitischem Tonmineralbestand dagegen deutlich auf ein arides Bildungs- bzw. Erhaltungsmilieu hin. Auch hier wurde vorverwittertes und sortiertes Material abgelagert (feinere Textur als der Buntsandstein, erhöhte  $Fe_d$ -Gehalte).

Damit müssen die Profile Mönchweiler in einen anderen paläoklimatischen Raum gestellt werden als das Profil Sexau, oder auch anderer violetter Horizonte (siehe oben), da für die gesamte Buntsandsteinzeit, aber auch für das vorhergehende Zechstein aride Bedingungen herrschten. Nur der Beginn des Perm (Beginn Rotliegendes) wies feuchtere Bedingungen in Mitteleuropa (GEYER & GWINNER, 1991) auf. Eine derart frühe Bildung kann nahezu ausgeschlossen werden, da im gesamten Perm (ca. 55 Mio. Jahre) im Schwarzwald eher Abtrag als Sedimentation vorherrschte.

Wahrscheinlicher erscheint, daß die Profile Mönchweiler c und d triassischen Alters sind (vor oberem Buntsandstein), wogegen höchstens die fehlende Karbonatanreicherung (nicht erhalten ?) spricht. Profil Mönchweiler b könnte dann nach der Erosion des oberen Buntsandsteins (im W-Schwarzwald seit dem Eozän, bei Mönchweiler im SO-Schwarzwald wahrscheinlich erst seit dem Miozän) im verwitterungsaktiven Tertiär oder älteren Pleistozän entstanden sein. Die hohe Kristallinität der Fe-Oxide spricht für ein relativ hohes Alter. Nach pleistozäner Köpfung des einst wesentlich mächtigerten Profilles erfährt der obere Profilteil nun eine Braunerdeentwicklung und im unteren Profilteil eine partielle Pseudovergleyung.

#### Literatur

- BLEICH, K., F. HÄDRICH, P. HUMMEL, S. MÜLLER, D. ORTLAM & J. WERNER (1982): Paläoböden in Baden-Württemberg. Geolog. Jahrbuch F 14 S. 63-100.
- GEYER, O.F. & GWINNER, M.P. (1991): Geologie von Baden-Württemberg. Schweizerbart, Stuttgart, 482 S.
- RÖPER, H.-P. (1980): Zur Petrographie des Karneoldolomit-Horizontes (Grenze Rotliegendes/Buntsandstein) im Gebiet des Mittleren Schwarzwaldes. Dissertation, Heidelberg, 289 S. +Anhang.
- STAHR, K. & R. JAHN (HRSG.) (1989): Guide Book Pre-Congress Field-Trip A, 9th International Clay Conference, Strasbourg, 128 S.
- STAHR, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. 9, 273 S.

## Mineralzusammensetzung und Eigenschaften von Tonböden auf Kuba

von

Peter Leinweber<sup>+</sup>), Petra Kahle<sup>++</sup>) und Peter Menning<sup>++</sup>)

### 1. Problem

In den Küstenregionen der kubanischen Provinzen Villa Clara und Ciego de Avila gibt es aufgrund der besonderen Qualität der Böden erhebliche Probleme bei der mechanisierten Produktion von Zuckerrohr. Diese äußern sich vor allem in periodischen Vernässungen der Böden infolge von Starkniederschlägen und daraus resultierender eingeschränkter Befahrbarkeit der andwirtschaftlichen Nutzflächen. Als Voraussetzung für Feldexperimente zur Melioration dieser Böden wurden mineralogische, chemische und physikalische Untersuchungen durchgeführt.

### 2. Standorte

#### 2.1. Enrique Verona, Provinz Ciego de Avila

Geographische Lage und Relief:

- nördliche Küstenebene der Provinz Ciego de Avila,
- Geländehöhe 10 bis 15 m über HN, Geländegefälle < 0,2 %,
- Grundwasserstand: 0,5 bis 1,5 m unter Flur

Geologie:

- litorale Sedimente des Pleistozäns, unter den hangenden Tonschichten liegen in 2 bis 3 und 3,5 bis 6 m Tiefe Kiessande

Bodenklassifikation FAO: **PELLIC VERTISOL**

#### 2.2. Sagua la Grande, Provinz Villa Clara

Geographische Lage und Relief:

- nördliche Küstenregion Llanura del Norte,
- Geländehöhe 0 bis 10 m über HN, Geländegefälle 1 bis 3 %,
- Grundwasserstand < 2 m

Geologie:

- fluvio-marine Sedimente des Pleistozäns mit 5 bis 10 m Mächtigkeit

Bodenklassifikation FAO: **MOLLIC GEYSOL**

### 3. Untersuchungsergebnisse

#### 3.1. Mineralzusammensetzung

Typische Röntgenbeugungsdiagramme von Gesamt-Bodenproben in Abb. 1 zeigen, daß auf beiden Standorten Smektit eindeutig die Hauptkomponente des Mineralbestandes der untersuchten Proben ist. Gewisse geringfügige Unterschiede zwischen den d-Werten bei Enrique Verona resultieren vermutlich aus der unterschiedlichen Ionenbelegung (Natürliche Ionenbelegung: 1,42 bis 1,55 nm, Glycerin-Aufweitung: 1,84 bis 1,92 nm; höhere Gehalte an austauschbarem Na bei Abnahme der Ca-Anteile korrespondieren meist mit größeren d-Werten).

Die grobquantitative Auswertung der Röntgendiffraktogramme von Enrique Veronana (Tab. 1) verdeutlicht, daß Kaolinit bei allen Proben schwach, im Profil 3 besonders im unteren Teil etwas stärker vertreten ist. Der Hauptunterschied zwischen den Bodenprofilen liegt im Vorkommen der primären Minerale Quarz, Kalifeldspat und Plagioklas. Während im Profil 1 bei deutlichem Vorhandensein von Quarz beide Feldspäte zu etwa gleichen Teilen nachgewiesen werden, tritt der Plagioklas im Profil 2 sehr deutlich hervor, während Quarz nur untergeordnet vorhanden und Kalifeldspat kaum noch nachzuweisen ist. Ähnlich ist die

<sup>+</sup>) Universität Osnabrück, Institut für Strukturforschung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA), Driverstr. 22, Postfach 1553, W - 2848 Vechta

<sup>++</sup>) Universität Rostock, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Justus-von-Liebig-Weg 6, Postfach 27-13/14, O- 2500 Rostock

Mineralzusammensetzung in Profil 3, jedoch mit etwas höherem Quarzgehalt als in Profil 2. In diesen beiden Profilen wird in allen Aufnahmen eine Phase mit d-Wert 0,842 nm (? Hornblende) gefunden. Für alle 3 Profile gilt, daß zwischen den Bodenhorizonten nur sehr geringfügige Unterschiede der Mineralzusammensetzung bestehen.

Bei den Proben Sagua kommen neben dem mit 80 bis 85 % vorherrschenden Smektit wechselnde Anteile an Quarz vor, während Kaolinit, Chlorit, Feldspäte und Glimmer nicht sicher nachgewiesen werden können.

TABELLE 1: Mineralzusammensetzung der Proben aus 3 Bodenprofilen vom Standort Enrique Verona

Horizont/ Tiefe (cm)	Primäre Minerale			Tonminerale		
	Quarz	K.feldspat	Plagioklas	Smektit	d-Werte	Kaolinit
<b>Profil 1</b>						
Ap	+	(+)	(+)	+++	14,5 / 18,7	( )
Ah1	+	(+)	(+)	+++	14,7 / 18,8	
Ah2	++	+	(+)	+++	15,2 / 19,2	( )
Ah2	+	(+)	(+)	+++	15,4 / 19,2	( )
Cg	+	(+)	(+)	+++	15,5 / 19,2	( )
<b>Profil 2</b>						
Ap/0-15	(+)	( )	++	+++	15,2 / 19,2	(+)
Ap/0-15	(+)	( )	++	+++	14,7 / 18,5	( )
Ah1/15-30	(+)	( )	++	+++	15,0 / 18,8	( )
Ah2/40-60	(+)	( )	++	+++	15,0 / 18,8	( )
Cg/130-150	( )	+	+	+++	15,5 / 18,8	
<b>Profil 3</b>						
Ap/0-15	+	( )	++	+++	15,0 / 18,4	(+)
Ap/0-15	(+)	+	++	+++	14,5 / 18,4	+
Ah1/15-30	+	( )	++	+++	15,5 / n. b. <sup>1)</sup>	(+)
Ah2/30-65	++	( )	+	+++	15,0 / 18,4	(+)
Bg/65-85	+	( )	+	+++	15,2 / 18,6	+
Cg/100-120	+	( )	++	+++	15,0 / 18,4	+

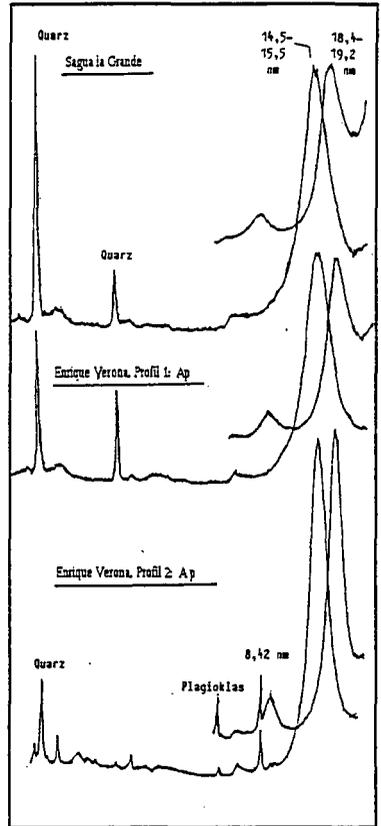
1) Nicht bestimmt

Erläuterungen der Symbole:

- +++ Hauptkomponente, ++ sehr deutlich vorhanden,
- + deutlich vorhanden, (+) untergeordnet vorhanden,
- ( ) noch nachweisbar

(Weitere Ergebnisse mineralogischer Untersuchungen an Tonfraktionen aus Sagua in AL CHAKKAL 1989).

ABBILDUNG 1: Röntgen-Diffraktogramme von Gesamt-Bodenproben aus Sagua la Grande und Enrique Verona



**3.2. Chemische und physikalische Bodeneigenschaften**

**Enrique Verona**

Unter weitgehend homogenen Bearbeitungshorizonten befinden sich heterogene Unterböden ohne deutliche horizontale Gliederung, wobei humose kalkfreie mit humusfreien kalkhaltigen Abschnitten wechseln. Die pH-Werte liegen im schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich (6,1 - 7,7). Aufgrund Smektit als Hauptkomponente des Mineralbestandes besitzen die Proben sehr hohe KAK mit  $\bar{x} = 50 \text{ mmol C}^-(100\text{g})^{-1}$ . Bei nahezu vollständiger Absättigung des Sorptionskomplexes mit basisch wirksamen Kationen ( $\bar{x} \text{ BS} = 97 \%$ ) wird eine unterschiedliche Kationenverteilung gefunden. Im Profil 1 dominiert Ca ( $\bar{x} = 87 \%$ ); Mg ( $\bar{x} = 15 \%$ ), Na ( $\bar{x} = 3 \%$ ) und K ( $\bar{x} = 0,5 \%$ ) sind vergleichsweise weniger vorhanden. In den Profilen 2 und 3 überwiegt Mg ( $\bar{x} = 64 \%$ ), während Ca ( $\bar{x} = 43 \%$ ) in geringeren Anteilen vorkommt. Na ( $\bar{x} = 11 \%$ ) nimmt hier mit der Bodentiefe zu, sorbiertes K ist nur in Spuren vorhanden.

TABELLE 2: Chemische Bodeneigenschaften von Proben aus den Profilen Enrique Verona

Horizont/ Tiefe (cm)	pH <sub>KCl</sub>	CaCO <sub>3</sub> (%)	C <sub>t</sub> (%)	KAK (mmol <sub>C</sub> (100g) <sup>-1</sup> )	BS (%)	Kationensättigung (%)			
						Ca	Mg	K	Na
<b>Profil 1</b>									
Ap	6,6	0,9	2,4	54	98	96	15	< 1	2
Ah1	7,5	1,7	2,0	56	101	94	14	< 1	2
Ah2	7,3	0,3	0,9	57	98	85	13	< 1	3
Cg	7,6	20,5	1,1	43	103	74	18	< 1	4
<b>Profil 2</b>									
Ap / 0-15	6,9	0,3	2,5	49	91	54	67	< 1	8
Ah1 / 15-30	6,4	0	1,5	50	93	43	69	< 1	14
Ah2 / 40 - 60	7,2	0	0,5	51	93	38	69	< 1	11
Cg / 130-150	7,7	n. b. <sup>1)</sup>	n. b.	17	105	29	65	< 1	18
<b>Profil 3</b>									
Ap / 0-15	7,4	0,3	1,9	56	95	53	56	< 1	10
Ah1 / 15-30	6,1	0,2	1,6	58	94	44	58	< 1	11
Ah2 / 30-65	7,2	0,2	1,0	58	96	40	54	< 1	11
Bg / 65-85	7,4	2,0	0,8	44	98	40	77	< 1	15
Cg / 100-120	7,7	4,9	1,0	44	102	35	72	< 1	14

1) Nicht bestimmt

Das physikalische Bodenverhalten ist bestimmt durch die Tongehalte zwischen 8 und 62 % und ihre weitgehend monomineralische Zusammensetzung aus Smektit. Die Konsistenzgrenzen werden bei sehr hohen Wassergehalten erreicht. Aus den durchschnittlichen Werten für  $w_p$  ( $\bar{x} = 40$  %) und  $w_L$  ( $\bar{x} = 93$  %) folgen große Plastizitätsindizes  $I_p$  ( $\bar{x} = 53$  %). Der Anteil des in Feinporen enthaltenen "toten" Wassers ist auffallend hoch ( $\bar{x} = 32$  %).

TABELLE 3: Physikalische Eigenschaften von Proben aus den Profilen Enrique Verona

Horizont / Tiefe (cm)	Korngrößenzusammensetzung				Konsistenzgrenzen			$\rho_s$ (g cm <sup>-3</sup> )	pF 4,2 (%)
	T (%)	U (%)	S (%)	TGL/DIN	$w_p$ (%)	$w_L$ (%)	$I_p$ (%)		
<b>Profil 1</b>									
Ap	21,6	49,4	18,5	UL / Lu	43	91	48	2,48	33
Ah1	22,8	50,7	17,5	UL / Lu	36	99	63	2,52	34
Ah2	33,3	46,4	18,2	IT / Lt	39	97	58	2,58	34
Cg	18,0	69,2	12,4	UL / Lu	34	80	46	2,62	28
<b>Profil 2</b>									
Ap / 0-15	43,9	45,1	12,6	uT / Lt	38	91	53	2,48	32
Ah1 / 15-30	54,8	32,6	11,8	T / TI	39	89	50	2,57	34
Ah2 / 40-60	62,3	18,4	16,7	T / TI	35	86	51	2,67	32
Cg / 130-150	8,0	13,7	77,1	l'S / SI	n. b. <sup>1)</sup>	n. b.	n. b.	n. b.	8
<b>Profil 3</b>									
Ap / 0-15	43,7	52,2	1,5	uT / Lu	43	102	59	2,56	37
Ah1 / 15-30	57,9	37,9	1,6	T / Lt	43	103	60	2,57	39
Ah2 / 30-65	57,0	39,4	1,3	T / Lt.	42	94	52	2,62	39
Bg / 65-85	13,6	70,1	1,2	IU / UI	39	97	58	2,66	34
Cg / 100-120	15,2	66,8	1,2	IU / UI	41	87	46	2,67	33

1) Nicht bestimmt

### Sagua la Grande

Der Standort weist eine homogene Bodendecke auf, in der kalkfreie Böden mit saurer bis stark saurer Reaktion vorkommen. Die untersuchten Proben haben hohe KAK ( $\bar{x} = 61$  mmol<sub>C</sub> (100g)<sup>-1</sup>), wobei nach den angewendeten Methoden basisch wirksame Kationen am Sorptionskomplex vorherrschen, insbesondere Ca ( $\bar{x} = 57$  %) und Mg ( $\bar{x} = 25$  %) (Al nicht bestimmt). Die K-Anteile sind auffallend gering. Auch hier wird die Tendenz der Zunahme der Na-Sättigungsgrade mit der Bodentiefe gefunden.

Die physikalischen Bodenmerkmale resultieren vornehmlich aus den Tongehalten von 60 - 80 % und der smektitischen Zusammensetzung. Für die Konsistenzgrenzen  $w_p$  ( $\bar{x} = 38 \%$ ),  $w_L$  ( $\bar{x} = 120 \%$ ) werden hohe Wassergehalte analysiert, woraus ein auffallend hoher Plastizitätsindex  $I_p$  ( $\bar{x} = 82 \%$ ) und die starke Quellbarkeit der Substrate folgen. Die ansteigende Na-Sättigung zum Unterboden bewirkt eine Verschiebung von  $w_L$  zu höheren Wassergehalten,  $w_p$  ist nicht korreliert mit Gehalten bestimmter austauschbarer Kationen. Die Festsubstanzdichten sind im Oberboden aufgrund organischer Bodensubstanzen verringert.

TABELLE 4: Chemische und physikalische Eigenschaften der Bodenproben Sagua la Grande

Horizont / Tiefe (cm)	pH KCl	$C_t$ (%)	KAK (mmol <sub>C</sub> (100g) <sup>-1</sup> )	BS (%)	Kationensättigung (%)				Konsistenzgrenzen			$\rho_s$ (g·cm <sup>-3</sup> )
					Ca	Mg	K	Na	$w_p$ (%)	$w_L$ (%)	$I_p$ (%)	
<b>Profil 1</b>												
0-25	5,4	1,7	61	85	63	27	< 1	5	38	99	61	2,55
25-50	3,9	0,4	63	81	55	28	< 1	6	38	129	91	2,60
50-80	3,8	0,2	64	82	54	26	< 1	7	38	128	90	2,60
80-120	3,9	0,2	64	85	53	19	< 1	10	36	136	100	2,61
<b>Profil 2</b>												
0-25	5,3	2,0	56	85	66	20	< 1	3	38	100	62	2,53
25-40	4,1	0,8	53	74	56	22	< 1	4	39	111	72	2,59
60-75	4,0	0,5	58	74	47	18	< 1	5	38	119	80	2,61
80-110	3,7	0,2	59	75	50	22	< 1	7	37	128	90	2,62
150-180	4,4	0,2	66	91	56	25	< 1	10	38	150	112	2,61
190-220	4,9	0,1	65	93	57	26	< 1	12	39	131	92	2,62
<b>Profil 3</b>												
0-15	5,0	1,7	57	89	70	22	< 1	3	37	101	64	2,55
20-30	5,6	1,5	60	92	64	21	< 1	4	39	110	72	2,56
60-70	3,7	0,5	58	75	50	20	< 1	6	39	123	83	2,62
100-110	3,8	0,2	60	80	50	27	< 1	9	36	113	77	2,62
150-170	4,3	0,1	63	88	58	34	< 1	14	39	113	73	2,62
170-190	4,5	0,1	63	94	60	30	< 1	15	37	130	93	2,60
200-220	4,4	0,0	67	96	66	34	< 1	14	37	122	85	2,61

#### 4. Konsequenzen für die Nutzung und Melioration dieser Böden

Die Eigenschaften der Böden werden bestimmt durch die hohen Ton- und Smektitgehalte. Das infolge der Mineralzusammensetzung besondere physikalische Bodenverhalten zeigt sich in hohen Werten der Plastizitäts- und Fließgrenze und in einer großen Breite des plastischen Bereiches:  $I_p > 46 \%$ . Es kommt zu starken Quellungs- und Schrumpfungerscheinungen. Außer den ungünstigen technologisch wirksamen hydrologischen Eigenschaften, die zu eingeschränkter Befahr- und Bearbeitbarkeit führen, ist der Wasserhaushalt auch durch einen hohen Anteil an "totem" Wasser gekennzeichnet. Wegen des in großem Umfang auf diesen Standorten praktizierten Zuckerrohranbaus - 500 000 bis 600 000 ha - haben Versuche zur Wasserregulierung erhebliche wirtschaftliche Relevanz für die kubanische Zuckerrohrproduktion. Zeitweilige Vernässungen und daraus resultierende Unterbrechungen der Ernte von durchschnittlich 15 bis 20 Tagen können zu mittleren Produktionseinbußen von bis zu 6 % der Jahreserzeugung führen. Die bisher praktizierte Oberflächenentwässerung zeigte nur geringe Effektivität. In einer Experimentalanlage wurde gefunden, daß durch Maulwurfdränung bewirkte Sickerschlitze eine gute Entwässerungswirkung besitzen und somit eine praktikable Möglichkeit zur Wasserregulierung dieser Standorte darstellen (BLOCH 1990, KOEPKE 1991).

#### 5. Literatur

- AL CHAKKAL, M. S.: Konditionierung von tonreichem Bodenmaterial zur Erhöhung des  $k_f$ -Wertes.  
Dissertation Univ. Rostock, 1989, 102 S.
- BLOCH, D.: Entwässerung von Quelltonböden unter den Bedingungen der Zuckerrohrproduktion auf Kuba.  
Dissertation Univ. Rostock, 1990, 88 S.
- KOEPKE, K.: Hydraulische Untersuchungen zur Dränung tropischer Quelltonböden in Kuba.  
Dissertation Univ. Rostock, 1991, 63 S.

Zur Veränderbarkeit organisch-mineralischer Komplexe (OMK)  
durch extrem unterschiedliche Bodenbewirtschaftung

von

Leinweber, P. und G. Reuter<sup>+</sup>

1. Einleitung

Die Ziele der in Rostock durchgeführten Arbeiten zur Thematik "Organisch-mineralische Komplexe" (OMK) bestehen darin, Erkenntnisse über deren Zusammensetzung zu gewinnen, die Veränderbarkeit der organischen sowie der mineralischen Komponenten durch unterschiedliche Bodenbewirtschaftung zu erforschen und Auswirkungen auf chemische und physikalische Bodeneigenschaften nachzuweisen. In diesem Beitrag wird zusammenfassend über einige Ergebnisse berichtet.

2. Untersuchungsmethoden

Die angewendeten Untersuchungsmethoden umfassen (1) Ultraschall-Disaggregation und Sedimentationsklassierung zur Gewinnung chemisch möglichst wenig denaturierter organisch-mineralischer Größenfraktionen, (2) röntgenografische Mineralbestimmungen, (3) EUF-Extraktion des K, (4) C- und N-Bestimmungen, (5) Thermoanalysen sowie (6) Bestimmung der Kationenaustauschkapazitäten.

3. Versuchsstandorte und Düngungsvarianten

Die einbezogenen Dauerversuche wurden bereits vorgestellt (REUTER, LEINWEBER 1989a). Von den Feldversuchen, die aufgrund verschiedener Bodentypen (Rosterde, Fahlerden, Griserde, Stauglei und Schwarzerde) sowie einer Sequenz von Körnungsarten (schwach lehmige Sande bis Lehm und Schlufflehm) für einen Großteil der ackerbaulich genutzten Fläche repräsentativ sind, wurden jeweils die Düngungsvarianten mit niedrigstem (0,41 bis 2,00 % C<sub>org</sub>) und höchstem (0,53 bis 4,87 % C<sub>org</sub>) Gehalt an organischen Bodensubstanzen (OBS) ausgewählt.

4. Ergebnisse

4.1. Mineralzusammensetzung und Mineralveränderungen

Die mineralogischen Untersuchungen an Ton und Feinschluff aus den Profilhorizonten ergaben eine relativ einheitliche Zusammensetzung einander entsprechender Fraktionen aus pleistozänen Substraten (12 ... 48 % Quarz, 5 ... 16 % Feldspäte, 7 ... 1 % Chlorit, 76 ... 30 % Dreischichtsilikate); demgegenüber jedoch deutlich höhere Gehalte an Dreischichtmineralen in den Grobton- und Feinschlufffraktionen

+) Universität Rostock, Lehrstuhl für Bodenkunde, Justus-von-Liebig-Weg 6  
Postfach 27-13/14, Rostock - O - 2500

der Braunerde Lauterbach auf Gneis-Verwitterungsschutt sowie erhebliche substrat- und horizontabhängige Unterschiede im Tonmineralbestand. (Detaillierte Ergebnisdarstellung bei REUTER, LEINWEBER 1989b).

In den langjährig ungedüngten Varianten der Versuche Halle ("Ewiger Roggenbau"/1878/, "Feld F" und "Feld C" /1949/) und Bad Lauchstädt ("Statischer Versuch" /1902/) wurden Mineralveränderungen in den Tonfraktionen nachgewiesen. Die deutlichen Reduzierungen der 0,99-nm-Reflexe weisen auf eine beschleunigte Illitverwitterung aufgrund des K-Entzuges der Pflanzen hin (s. LEINWEBER, REUTER 1989). Analoge Röntgenbeugungsaufnahmen an Fein- und Mittelschlufffraktionen lassen ebenfalls Reduzierungen der 0,99-nm-Interferenzen erkennen. Wenn auch die Differenzen zwischen den Düngungsvarianten hier weitaus geringer als bei den entsprechenden Tonfraktionen sind, so zeigen sich bei Verwendung von Kaolinit als innerem Standard vergleichsweise kleinere Intensitätsverhältnisse 0,99 nm/0,71 nm in Proben aus ungedüngten Parzellen, insbesondere bei Mg- und Glycerinbelegung, weniger nach K-Kontraktion. Daraus wird gefolgert, daß auch die Glimmer der Schlufffraktionen durch den jahrzehntelange K-Entzug deformiert wurden.

#### 4.2. Extrahierbarkeit des Kaliums durch EUF

Mit den EUF-K-Bestimmungen sollte untersucht werden, ob die Extrahierbarkeit des K durch die o. g. Mineralumbildungen verändert wird, und ob die gleichzeitige Verarmung der Fraktionen an mineralisch gebundenen organischen Substanzen (s. 4.3.) möglicherweise die K-Freisetzung und damit die Degradation der Illite fördern kann. Letzteres wurde exemplarisch an Fraktionen nach weitgehender Entfernung der gebundenen organischen Substanzen geprüft (s. Tab. 1).

Tab.1: EUF-K-Freisetzung aus unterschiedlich vorbehandelten Fraktionen von 2 Düngungsvarianten der Versuches "Feld F", Halle (in ppm).

Variante		fmT	gT	fU	mU	gU	Sand	Boden
U	m.OS	171	93	38	7	3	6	35
	o.OS	689	486	295	69	20	27	74
STM	m.OS	300	126	74	34	4	3	68
	o.OS	555	435	349	77	25	18	54

(U = Ungedüngt, STM = Stallmist, m.OS bzw. o.OS = mit bzw. ohne org. Substanzen)

- (1) Die Gehalte an EUF-K nehmen mit zunehmender Korngröße ab, auf die Schlufffraktionen entfällt jedoch noch ein Anteil von ca. 10 ... 30 % des EUF-K.
- (2) Fraktionen aus der ungedüngten Variante haben - entsprechend der auch mit anderen Methoden am Feinboden gefundenen geringeren K-Vorräte - meist geringere EUF-K-Gehalte, mit Ausnahme des Tones nach Extraktion der organischen Substanzen.
- (3) Die Entfernung der mineralisch gebundenen OBS vergrößert die Extrahierbarkeit des K um ein Vielfaches, obwohl mit den Huminstoffen selbst 500 ... 3000 ppm K aus den Proben entfernt wurden.

Diese sowie analoge Befunde von Fraktionen aus anderen Versuchen, lassen folgende Hypothese gerechtfertigt erscheinen: Die K-führenden Minerale in Ap-Horizonten sind weitgehend mit organischen Substanzen umhüllt, wodurch die K-Abgabe in die Bodenlösung gebremst wird. Eine starke Verarmung der Fraktionen an organischen Substanzen (s. 4.3.) fördert möglicherweise das K-Nachlieferungsvermögen, so daß es bei langjährigen Mangelsituationen zu einer beschleunigten Entkalisierung und damit Glimmer- bzw. Illitverwitterung kommen kann.

#### 4.3. Organische Substanzen

Die an anderer Stelle publizierten Ergebnisse über C- und N-Gehalte und -Verteilung (LEINWEBER et al. 1990, 1991) lassen sich in folgenden Thesen zusammenfassen:

- (1) In Abhängigkeit von Körnungsart und Bodenbewirtschaftung sind ca. 60 ... > 90 % der OBS mineralisch gebunden.
- (2) Bodenbewirtschaftung mit größerem Input an organischen Primärsubstanzen führt zu signifikanten Erhöhungen der C- und N-Gehalte aller Größenfraktionen im Vergleich zu nicht organisch gedüngten Parzellen, in denen eine Verarmung der Fraktionen an OBS eintritt.
- (3) Diese Veränderungen sind jedoch ungleichmäßig, so daß es auch zu Umverteilungen der C- und N-Anteile der Fraktionen kommt. Relative Anreicherungen werden in Tonfraktionen aus Parzellen ohne und in Fein- und Mittelschlufffraktionen aus Parzellen mit organischer Düngung festgestellt.
- (4) Letztere Fraktionen akkumulieren langfristig ca. 4 ... 5 % des mit den organischen Primärsubstanzen zugeführten C, gegenüber 1 ... 2 % in Tonfraktionen.
- (5) Thermoreaktionen (DTA, TG) weisen auf qualitative Unterschiede der OBS in Fraktionen und Düngungsvarianten hin.

#### 4.4. Kationenaustauschkapazitäten (KAK)

Erwartungsgemäß wurden mit zunehmender Korngröße verringerte Austauschkapazitäten gefunden. Bei den Fraktionen  $< 6,3 \mu\text{m}$  aus "ungedüngten" Varianten (wegen des hier geringsten Einflusses der OBS) sind die KAK recht gut mit den Gehalten an Dreischichtmineralen (DSM) korreliert:

$$\text{KAK (mval/100 g)} = 0,76 \% \text{ DSM} + 4,82 \quad (r = 0,86^{***}, n = 23)$$

Durch die unterschiedliche Bodenbewirtschaftung werden die Austauschkapazitäten einander entsprechender Fraktionen erheblich verändert, teilweise um 20 mval/100 g. Dementsprechend lassen sich insbesondere für die Schluff- und Sandfraktionen enge Korrelationen ( $r = 0,83^{***}$  bis  $r = 0,96^{***}$ ) zum Gehalt an OBS ermitteln. In Übereinstimmung damit wurden in einigen Proben erhebliche Unterschiede zwischen potentieller und effektiver KAK nachgewiesen.

#### 5. Ausblick

Weiterführende Untersuchungen befassen sich mit der Charakterisierung der organischen Substanzen in den Fraktionen und ihrer Umsetzbarkeit, dem unterschiedlichen Bindungsvermögen der Fraktionen für Schwermetalle sowie mit Auswirkungen der OBS auf physikalische Bodenmerkmale.

#### 6. Literatur

LEINWEBER, P.; REUTER, G. (1989): Influence of various fertilization on the mineralogical composition of clay fractions in long-term field experiments. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 152: 373-377.

LEINWEBER, P.; REUTER, G.; SCHNIEDER, E.; SMUKALSKI, M.; ASMUS, F. (1990): Einfluß unterschiedlicher Düngungsmaßnahmen auf organisch-mineralische Komplexe (OMK) in Ap-Horizonten von Dauerfeldversuchen auf weichselglazialen Grundmoränen der DDR. Arch. Acker- u. Pflanzenb. Bodenkd. 34: 423-429.

LEINWEBER, P.; REUTER, G.; KÖRSCHENS, M.; GARZ, J. (1991): Veränderungen der organischen Komponenten organisch-mineralischer Komplexe (OMK) in Dauerfeldversuchen auf Löß und lößbeeinflussten Substraten. Arch. Acker- u. Pflanzenb. Bodenkd. 35 (Im Druck).

REUTER, G.; LEINWEBER, P. (1989a): Bodenmineralogische Untersuchungen an repräsentativen Profilen und ausgewählten Standorten von Dauerfeldversuchen der DDR. Mitt. DBG 59/II: 1187-1192.

REUTER, G.; LEINWEBER, P. (1989b): Die Ton- und Feinschluffminerale der Böden von 8 Dauerfeldversuchen der DDR. Arch. Acker- u. Pflanzenb. Bodenkd. 33: 651-659.

## Mineralveränderungen in organisch-mineralischen Größenfraktionen des Lehmmergels aus dem 34jährigen Rostocker Dauerversuch Hu3

von

Peter Leinweber<sup>+</sup>) und Gerhard Reuter<sup>++</sup>)

### 1. Zielstellung

Die 35jährigen Rostocker Dauerversuche zur Humusbildung im Boden waren jüngst Gegenstand verschiedener Auswertungen, so z. B. von KAHLE & REUTER (1992), LEINWEBER et al. (1991) und REUTER (1991). Beim Versuch Hu3 - Mergel ergab sich die Möglichkeit, Mineralveränderungen im Initialstadium der Bodenbildung auf pleistozänem Geschiebemergel und unter dem Einfluß verschiedener organischer Dünger zu studieren. Darüberhinaus sollte ein Methodenvergleich von naßchemischer/gasvolumetrischer Analyse, Röntgenografie und Thermogravimetrie zur Kalzitbestimmung angestellt werden.

### 2. Material und Methoden

Bodenproben aus 4 Düngungsvarianten (Mineraldüngung = MIN, Mineraldüngung + Stroh = STR, Frischmist = FRI, Indorekompost = IND) und unterschiedlichen Versuchsjahren (2., 7., 13., 19. und 34.) des Rostocker Gefäß-Dauerversuches Hu3 - Mergel, wurden nach Ultraschall-Dispergierung in Aqua dest. durch Sedimentationsklassierung quantitativ in die Größenfraktionen Ton, Fein-, Mittel- und Grobschluff aufgetrennt. Von diesen wurden % Corg, die Mineralzusammensetzung (röntgenografisch an texturarmen Pulverpräparaten), CaCO<sub>3</sub>-Gehalte nach SCHEIBLER sowie durch Thermogravimetrie (Masseverluste 700 bis 1200 °C) und Gesamt-K-Gehalte bestimmt. Zur quantitativen röntgenografischen Phasenanalyse wurde ein Faktorenverfahren nach UNGER (1981) unter Nutzung folgender diagnostischer d-Werte und Mineralfaktoren angewendet: Chlorit 0,712 nm, 0,6 x Halbwertsbreite ; Dolomit 0,290 nm, 0,6 ; Dreischichtminerale 0,450 nm, 4,5 ; Kalzit 0,303 nm, 0,5 und 0,191 nm, 3,3 ; Kalifeldspat 0,324 nm, 1,3 ; Kaolinit 0,720 nm, 0,6 x Halbwertsbreite ; Plagioklas 0,319 nm, 1,0 ; Quarz 0,426 nm, 1,5, 0,334 nm, 0,3 und 0,182 nm, 2,5. Quantifizierung von Kaolinit und Chlorit entsprechend Intensivitätsverhältnis der Reflexe bei 0,357 nm (002) und 0,352 nm (004). Die Auswertung von Wiederholungsmessungen ergab folgende Rangfolge der Reproduzierbarkeit: Dolomit ( $s_{\bar{x}} = 60 \%$ ) < Feldspäte ( $s_{\bar{x}} = 13 \%$ ) < Kalzit, Dreischichtminerale ( $s_{\bar{x}} = 6 \%$ ) < Kaolinit, Chlorit ( $s_{\bar{x}} = 3 \%$ ) < Quarz ( $s_{\bar{x}} = 2 \%$ ).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die röntgenografisch ermittelten Mineralgehalte in Tab. 1 lassen folgende Veränderungen der Mineralzusammensetzung dieser Proben im Verlaufe der 34jährigen Verwitterung und initialen Bodenbildung erkennen:

1. Reduzierung der Quarzgehalte im Ton und deren Erhöhung im Feinschluff der Mineraldüngervariante,
2. Reduzierungen der Kalzitgehalte im Ton, Fein- (MIN und IND) und Mittelschluff (nur MIN) bzw. Grobschluff (nur IND),
3. Erhöhung der Gehalte an Dreischichtmineralen im Ton und deren Verringerung im Feinschluff (nur MIN).

+ ) Universität Osnabrück, Institut für Strukturforchung und Planung in agrarischen Intensivgebieten (ISPA), Driverstr. 22, Postfach 1553, W - 2848 Vechta.

+ + ) Universität Rostock, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Justus-von-Liebig-Weg 6, Postfach 27-13/14, O - 2500 Rostock .

Die Veränderungen der Quarzgehalte bei MIN (Ton: - 4 %, Feinschluff: + 12 %) resultieren im wesentlichen aus den Reduzierungen der Kalzitgehalte und den veränderten Anteilen an Dreischichtsilikaten (Ton: + 7 %, Feinschluff: + 13 %). Aufnahmen von Texturpräparaten zeigten, daß in dieser Mineralgruppe Glimmer bzw. Illite vorherrschen. Um die daraus folgende Hypothese einer erheblichen Verwitterung von Glimmern des Feinschluffs zu Illiten der Tonfraktion zu prüfen, wurden die Gesamt-K-Gehalte der Fraktionen bestimmt und für die Versuchsdauer bilanziert (Tab. 2). Es wird deutlich, daß die Tonfraktionen eine beachtliche K-Nachlieferung aus dem Feinschluff erfahren haben, während die ebenfalls zu erwartenden K-Verluste des Mittel- und Grobschluffs vermutlich infolge Zufuhr aus der jeweils nächstgrößeren Fraktion nicht in einer negativen K-Bilanz resultieren.

**TABELLE 1:** Masse-Anteile und Mineralzusammensetzung der Ton- und Schlufffraktionen von 2 Düngungsvarianten des Rostocker Gefäß-Dauerversuches Hu3 - Mergel (in %, Differenzen zu 100 % entsprechend Gehalten an organischen Bodensubstanzen).

Variante	Fraktion	Jahr	Masse-Anteil	QUA RZ	KFE LD	PLA GI	KAL ZI	DOL OM	CHL OR	KAO LI	DSM IN	
MIN	Ton	2.	18,7	10	3	3	63	3	3	2	12	
		19.	18,5	6	3	3	54	1	3	1	23	
		34.	18,9	6	5	3	54	2	4	2	19	
	f-Schluff	2.	12,5	5	2	2	62	0	4	4	21	
		19.	14,2	13	4	4	55	3	1	1	10	
		34.	12,3	17	4	5	57	2	2	1	8	
	m-Schluff	2.	10,8	30	7	5	40	5	3	0	8	
		19.	10,8	30	9	7	35	5	4	0	8	
		34.	10,8	32	8	7	28	6	3	0	11	
	g-Schluff	2.	8,2	48	9	8	26	2	2	0	5	
		19.	10,2	47	7	7	26	3	2	0	7	
		34.	11,1	44	11	6	32	1	2	0	3	
	IND	Ton	2.	18,2	6	4	4	55	1	4	2	22
			19.	11,7	7	4	3	54	2	2	2	21
			34.	16,6	6	4	3	50	1	3	3	22
f-Schluff		2.	6,3	14	5	4	56	3	3	2	12	
		19.	11,7	13	4	4	55	3	1	1	10	
		34.	10,8	14	4	4	50	3	3	1	15	
m-Schluff		2.	9,5	nicht bestimmt								
		19.	10,3	32	8	8	28	5	3	0	8	
		34.	10,2	32	10	8	26	5	4	0	7	
g-Schluff		2.	10,8	nicht bestimmt								
		19.	9,6	46	14	7	20	3	2	0	6	
		34.	10,6	48	14	10	16	3	3	0	5	

Erläuterung der Abkürzungen: KFELD = Kalifeldspat, PLAGI Plagioklas, KALZI = Kalzit, DOLOM = Dolomit, CHLOR = Chlorit, KAOLI = Kaolinit, DSMIN = Dreischichtminerale

Die zur Verifizierung der röntgenografisch ermittelten Kalzitgehalte bestimmten CaCO<sub>3</sub>-Gehalte nach SCHEIBLER (Tab. 3) bekräftigen die Aussage, daß während der 34jährigen Versuchsdauer in allen Düngungsvarianten eine erhebliche Karbonatverwitterung vonstatten ging. Dies wird mit Ausnahme des Feinschluffs auch durch die Ergebnisse der Thermogravimetrie bestätigt (Tab. 3).

TABELLE 2: Veränderung der K-Gehalte von Größenfraktionen aus der Mineraldüngungsvariante des Rostocker Gefäß-Dauerversuches Hu3 - Mergel.

Einheit	Jahr	Ton	f-Schluff	m-Schluff	g-Schluff	Sand
g · (100 g) <sup>-1</sup>	2.	1,39	1,77	1,46	1,41	0,96
Fraktion	34.	1,66	1,15	1,49	1,43	0,86
Bilanz (%)	2. - 34.	+ 19	- 35	+2	+1	- 10
g · (100 g) <sup>-1</sup>	2.	2,60	2,19	1,58	1,16	4,47
Feinboden	34.	3,14	1,41	1,61	1,59	3,82
Bilanz (%)	2. - 34.	+ 21	- 37	+ 2	+ 37	- 15

TABELLE 3: Entwicklung der CaCO<sub>3</sub>-Gehalte der Ton-, Schluff- und Sandfraktionen aus 4 Düngungsvarianten des Rostocker Gefäß-Dauerversuches Hu3 - Mergel, Bestimmung nach SCHEIBLER (SCH.) bzw. mit Thermogravimetrie (TG, nur Ton bis Grobschluff von MIN und IND) (%).

Variante	Jahr	Fraktion									
		Ton		f-Schluff		m-Schluff		g-Schluff		Sand	
		SCH.	TG	SCH.	TG	SCH.	TG	SCH.	TG		SCH.
MIN	2.	55,8	54,9	47,4	45,8	36,0	37,9	22,4	27,1	8,5	
	7.	48,3	43,9	57,2	56,6	21,8	n.b. <sup>1)</sup>	21,9	23,5	8,6	
	13.	48,0	42,2	59,7	52,2	33,8	36,7	23,8	26,9	9,0	
	19.	47,2	44,1	58,8	59,5	32,8	34,5	22,7	24,5	8,2	
	34.	43,8	38,2	52,5	57,6	30,2	39,7	20,0	22,2	6,9	
STR	2.	48,0		61,9		35,7		24,0		8,5	
	7.	47,2		59,5		29,0		23,1		9,9	
	13.	47,7		59,1		32,8		25,0		8,6	
	19.	45,1		55,9		27,4		22,4		8,1	
	34.	43,3		51,8		29,3		20,1		7,6	
FRI	2.	39,8		61,9		37,5		24,8		6,8	
	7.	49,7		55,8		n. b.		21,6		9,3	
	13.	45,0		56,1		28,5		22,0		8,3	
	19.	44,1		56,7		26,6		22,6		7,5	
	34.	44,0		51,6		28,5		20,8		6,9	
IND	2.	45,9	57,3	56,6	49,8	30,2	n.b.	23,2	22,0	6,9	
	7.	46,8	46,7	55,2	56,8	26,4	30,2	19,4	21,0	6,6	
	13.	44,8	40,6	52,3	52,8	25,7	28,2	17,8	19,0	6,7	
	19.	42,0	39,4	49,6	51,4	25,8	27,1	14,3	18,6	6,0	
	34.	39,7	35,6	49,4	47,6	22,1	15,7	15,1	16,8	4,9	

1) nicht bestimmt

Als methodisch interessanter Aspekt wurde geprüft, inwieweit die Ergebnisse der Karbonatbestimmung zwischen den 3 Methoden Röntgenografie, Thermogravimetrie und naßchemische/gasvolumetrische Analyse miteinander korrelieren. Bei meist sehr hoch signifikanten Korrelationskoeffizienten (Ausnahme Feinschluff) besteht die beste Überein-

stimmung zwischen den Ergebnissen der röntgenografischen und der naßchemischen Analyse (s. 3. in Tab. 4). Dabei ist es i. w. unerheblich, ob zur Auswertung nur ein (0,303 nm) oder zwei Reflexe (0,303 und 0,191 nm) herangezogen werden.

**TABELLE 4:** Korrelationen zwischen Ergebnissen der Karbonatbestimmung nach verschiedenen Methoden.

	Regressionsgleichung	Korrelationskoeffizient	Anzahl
<b>1. <math>\text{CaCO}_3\text{.TG} = f(\text{CaCO}_3\text{.SCHEIBLER})</math></b>			
alle Fraktionen	$y = 0,90 x + 4,12$	0,957***	38
Ton	$y = 1,13 x - 8,13$	0,702*	10
f-Schluff	$y = 0,65 x + 17,2$	nicht signifikant	10
m-Schluff	$y = 1,39 x - 9,30$	0,867***	8
g-Schluff	$y = 0,90 x + 4,13$	0,882***	10
<b>2. <math>\text{CaCO}_3\text{.TG} = f(\text{CaCO}_3\text{.Röntgen})</math></b>			
2 Reflexe	$y = 0,79 x + 4,46$	0,886***	22
nur 1. Reflex	$y = 0,76 x + 8,17$	0,887***	22
<b>3. <math>\text{CaCO}_3\text{.Röntgen} = f(\text{CaCO}_3\text{.SCHEIBLER})</math></b>			
2 Reflexe	$y = 1,07 x + 1,90$	0,965***	22
nur 1. Reflex	$y = 1,09 x - 1,32$	0,958***	22

Die Verringerungen der Kalzitgehalte mit der Zeit (Tab. 1 und 3), wie auch die Abstufungen zwischen den Düngungsvarianten in den Probejahren (Tab. 3), deuten auf eine Beeinflussung der Kalzitverwitterung durch die Bildung organischer Bodensubstanzen (OBS) hin. In der Tat werden zwischen den Kalzit- und den  $\text{C}_{\text{Org}}$ -Gehalten der Fraktionen Ton sowie Mittel- und Grobschluff signifikante negative Korrelationen nachgewiesen. Demnach korrespondieren  $\text{C}_{\text{Org}}$ -Anreicherungen um 1 % mit Verringerungen der Karbonatgehalte um 2,6 % im Ton ( $r = -0,890^{***}$ ), 2,3 % im Mittelschluff ( $r = -0,942^{***}$ ) bzw. sogar um 10,1 % im Grobschluff ( $r = -0,952^{***}$ ). Ob das ursächlich eine Wirkung der  $\text{CO}_2$ -Freisetzung beim Abbau der organischen Primärsbstanzten oder von Karboxylgruppen neugebildeter OBS ist, wird in weiteren Untersuchungen geprüft.

#### 4. Literatur

- KAHLE, P. & Reuter, G. (1992): Einfluß unterschiedlicher Humusgehalte auf das Konsistenzverhalten des Lehmmagerelbodens im Rostocker Gefäßdauer Versuch.  
Z. Kulturtechnik und Landentwicklung (Im Druck).
- LEINWEBER, P., KAHLE, P & SCHULTEN, H.-R. (1991): Einfluß der Qualität der organischen Substanz auf die Konsistenz landwirtschaftlicher Böden.  
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154, 169-170.
- REUTER, G. (1991): 35 Jahre Rostocker Dauerversuche. I. Entwicklung der Humusgehalte.  
II. Entwicklung chemischer Bodeneigenschaften.  
Arch. Acker- u. Pflanzenb. Bodenk. 35 (Im Druck).
- UNGER, H. (1981): Methode zur quantitativen Phasenanalyse. Arbeitsmaterial Zentrales Geologisches Institut, Berlin, 13 S.

Vivianit-Vorkommen und Kieselgelverlagerung an einem Standort  
in der Elbmarsch

von

Th. Poetsch

**Einführung**

Die vorliegenden Untersuchungen haben sich aus einer interdisziplinären Zusammenarbeit zwischen Archäologen und Bodenkundlern im Rahmen eines archäologischen Projektes von Herrn Prof. Ziegert (Universität Hamburg) ergeben. Zu diesem Projekt "Landschaftsentwicklung und Besiedlungsgeschichte im Stader Raum" wurden zunächst detaillierte feldbodenkundliche, bodenchemische und bodenphysikalische Untersuchungen durchgeführt (FISCHER, ANDRESEN und MIEHLICH, im Druck), (vgl. auch MÜLLER u. BENZLER, 1971). Dabei ergaben sich offene Fragen, insbesondere bezüglich der in bestimmten Profiltiefen auftretenden hohen Gehalte an extrahierbarem Phosphor und den auffälligen ungewöhnlichen Bodenfarben. Zur Beantwortung dieser Fragen wurden gezielt mikromorphologische Analysen eingesetzt, deren wichtigsten Ergebnisse nachfolgend mitgeteilt werden.

**Material und Methoden**

Das untersuchte Profil befindet sich im Bereich der archäologischen Grabung Ritsch, einem in der Elbmarsch, etwa 35 km WNW von Hamburg entfernt liegenden Fundplatz. Der Profilaufbau nach FISCHER, ANDRESEN und MIEHLICH (ergänzt) und das Alter der Substrate (ZIEGERT, 1987) sind in der folgenden Übersicht dargestellt:

Profil S-3, Fundplatz 55, D W O G M A R S C H

Horizonte	Substrate	Alter der Substrate
jYAh <sub>1</sub> jYAh <sub>2</sub> jYAh <sub>3</sub> jY	Decks substrat	älter als 11. Jh. n. Chr. (Sedimentationsabbruch)
II jYSw <sub>1</sub> jYSw <sub>2</sub>	gelbes Sediment	ca. 1/2. Jh. v. Chr. bis 1. Jh. n. Chr.
III fAhSd		
IV Go <sub>1</sub> Go <sub>2</sub> Gor Gr	Klei	

Aus diesem Profil wurden 11 Kastenproben von 9 x 13 x 6 cm Größe in ungestörter Lagerung entnommen und aus Teilstücken daraus 26 Dünnschliffe hergestellt, wobei das Decks substrat und das gelbe Sediment im Mittelpunkt der Untersuchung standen. Bei der lichtmikroskopischen Methodik wurden mehrere Verfahren, insbesondere auch die der speziellen optischen Kontrastierung, miteinander kombiniert, um auch feinste, gerade noch lichtmikroskopisch erfaßbare Objektdetails abbilden zu können (ALTEMÜLLER, 1964).

## Ergebnisse und Diskussion

### Phosphat

Zunächst interessierte die Frage, wie sich in der untersuchten Dwogmarsch bodenmineralogisch die ungewöhnlich hohen Gehalte an citratlöslichem Phosphor auswirken. Diese Phosphorfraktion, als wichtiger Indikator anthropogener Beeinflussung, ist in der untersuchten Dwogmarsch mit bis zu 4,00 Promille in der Feinerde vertreten (FISCHER, ANDRESEN und MIEHLICH, im Druck). Mit diesen bodenchemischen Angaben korrespondiert zunächst sehr gut der bodenmineralogische Befund, daß in dem Bodenmaterial Vivianit (Blaueisenerz),  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}$ , vertreten ist. Gleichzeitig ist mikroskopisch eindeutig festzustellen, daß die aus Säulen bis Fasern bestehenden Vivianit-Aggregate in dem untersuchten Boden nicht stabil sind, sondern, daß diese monoklinen, doppelbrechenden Kristalle stufenweise in grünlich-gelbliche und gelbliche amorphe Massen umgewandelt werden (Abb. 1).

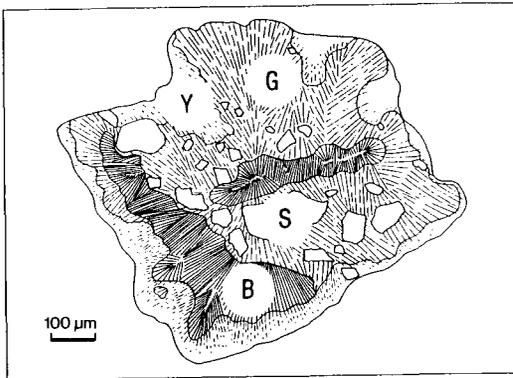


Abb. 1: Vivianit und seine Umwandlungsprodukte (schematisch).

B: Blauer Vivianit

G: Grüne Umwandlungsprodukte

Y: Gelbliche lichtamorphe Umwandlungsmassen

S: Skelettkörner

Ähnliche Umwandlungen werden bei BULLOCK u.a. (1985, S.73) sowie bei DE GEYTER u.a. (1985) beschrieben. Aufgrund experimental-chemischer Untersuchungen beschreibt NRIAGU (1972, S.468) folgende Umwandlungsreihe:

Vivianit ---- Kertschenit (hydrated Fe(II,III) orthophosphate)

---- Amorphous ferric phosphate ( $\text{FePO}_4 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ ).

Nach der mikroskopischen Untersuchung der erwähnten Dwogmarsch dürften die ungewöhnlichen Horizontfarben (Farbton 5 Y der Munsell-Skala) im Bodenprofil auf ähnliche Umwandlungsprodukte des Vivianits wie dargestellt, wahrscheinlich im Gemisch mit freien Eisenoxiden, zurückzuführen sein. Da die erwähnte citrat-lösliche Phosphorfraction und auch der Vivianit mit seinen Umwandlungsprodukten im Profil am stärksten in den anthropogen beeinflussten Horizonten vertreten sind, dürfte auch die Vivianit-Bildung an dieser Stelle zum großen Teil durch den menschlichen Einfluß bedingt sein.

#### *Kieselgel*

Außer der erwähnten Phosphatminerale fallen in dem untersuchten Bodenprofil mikroskopisch sowohl im Decks substrat als auch im gelben Sediment Tonanlagerungen auf, die hier oft viel heller gefärbt sind als die "normalen" Tonbeläge. Durch die Kombination verschiedener mikroskopischer Verfahren, insbesondere durch den

Einsatz des Phasenkontrastes läßt sich zeigen, daß die zunächst als Tonbeläge angesprochenen Anlagerungen aus einem Gemisch von Tonmineralen und freiem Kieselgel bestehen. Insbesondere in Grobporen ist zu beobachten, daß die Beläge aus feingeschichtetem Ton mit unterschiedlicher Kieselgelkonzentration zusammengesetzt sind. Teilweise entstehen reine Kieselgellamellen (Abb. 2). Die Quelle des Kieselgels ist vor allem im Deckssubstrat zu suchen. Das Deckssubstrat besteht nämlich zu einem großen Teil aus verschiedenen Bioopalen und Biopaldetritus. Diese Bioopale, wie Schwammnadeln, Diatomeenschalen u.a. machen im Dünschliff stellenweise bis zu 20 Flächenprozent aus. Diese Kieselgelskelette sind sehr feinstrukturiert, so sind die Wände der Diatomeenschalen und, insbesondere auch die Rippen häufig weit weniger als 1/1000 mm dick. Infolgedessen sind solche Kieselgelskelette offenbar sehr anfällig gegen mechanische Beanspruchung. Als Folge einer solchen Beanspruchung entsteht feinstes Kieselgelskelett-Detritus, der partiell gelöst wird, die gelösten Stoffe werden transportiert und anschließend ein Teil des Kieselgels als Beläge und Imprägnierungen wieder ausgeschieden.

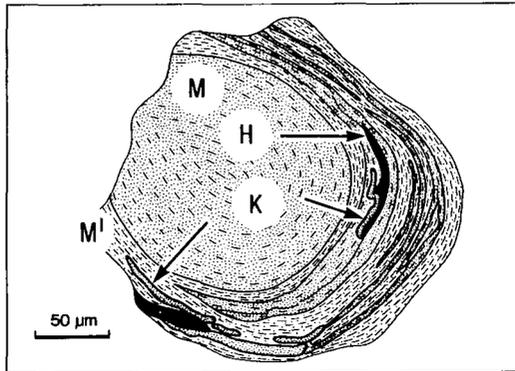


Abb. 2: Feingeschichtete kolloidale Anlagerungen (schematisch)  
K : Reines Kieselgel  
M : Kieselgel und Tonminerale (Kieselgel > Tonminerale)  
M' : Kieselgel und Tonminerale (Tonminerale > Kieselgel)  
H : Hohlraum

## Literatur

- Altemüller, H.-J. (1964): Die Anwendung des Phasenkontrastverfahrens bei der Untersuchung von Bodendünnschliffen. - In: Jongerius: Soil Micromorphology, 371-390, Amsterdam.
- Bullock, P., Fedoroff, N., Jongerius, A., Stoops, G. u. Tursina, T. (1985): Handbook for soil thin section description. Waine Research Publication, 152 S.
- De Geyter, G., Vandenberghe, R., Verdonck, L. u. Stoops, G. (1985): Mineralogy of holocene bog-iron ore in northern Belgium. Neues Jahrbuch Miner. Abh. 153 (1): 1-17.
- Fischer, S.M., Andresen, J. u. Miehlich, G.: Bodenkundliche Untersuchungen auf der archäologischen Grabung Ritsch (Fundplatz 55) unter besonderer Berücksichtigung anthropogen überformter Profilmerkmale. - (im Druck).
- Müller, W. u. Benzler, J. (1971): Böden der Marschen Niedersachsens - insbesondere der Elbmarsch. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 13, 61-104.
- Nriagu, J.O. (1972): Stability of vivianite and ion-pair formation in the system  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 - \text{H}_3\text{PO}_4 - \text{H}_2\text{O}$ . - Geochim. Cosmochim. Acta 36: 459-470.
- Ziegert, H. (1987): Landschaft und Besiedlung in ihren Wechselwirkungen.- Stader Jahrbuch 1987 (Stader Archiv-Neue Folge 77). Selbstverlag des Stader Geschichts- und Heimatvereins.



Veränderungen der Mineralstabilität in einem Eisenhumuspodsol  
nach experimenteller  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Gabe

Prietzl, J.<sup>+</sup> und K.-H. Feger<sup>++</sup>

1. Problemstellung

Erhöhte atmogene Immissionen der Säurebildner  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  und  $\text{NH}_3$  in Waldökosysteme können zu einer Versauerung der Böden und zu einer deutlichen Veränderung des Bodensickerwasserchemismus und damit der Stoffflüsse im Ökosystem Wald führen. Eingetragene Protonen werden zum Großteil durch Reaktionen mit austauschbaren Kationen, organischer Substanz und Mineralen abgepuffert. Dabei wird in sauren Waldböden neben Mg, Ca, Na und K überwiegend Al mobilisiert. Eingetragener Stickstoff und Schwefel kann durch Pflanzenaufnahme, Festlegung in Biomasse von Mikroorganismen und Bodenfauna, oder Sorption an Ladungsträgern im System Bestand + Waldboden zurückgehalten werden. Ist die Retentionskapazität des Systems überschritten, wird überschüssiges N und S unter den meist aeroben Bedingungen in Form der mobilen Anionen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  mit den vorherrschenden Wasserflüssen in das Grund- bzw. Oberflächenwasser ausgetragen und dabei zur Wahrung der Elektroneutralität von äquivalenten Mengen der mobilisierten Kationen begleitet.

Da Minerale im Boden, insbesondere solche der Tonfraktion mit hoher spezifischer Oberfläche, in enger Wechselwirkung mit der umgebenden Bodenlösung stehen, sind Auswirkungen eines veränderten Chemismus der Bodenlösung auf die Bodenmineralogie wahrscheinlich. Dabei stellen sich unter anderem folgende Fragen:

- Inwieweit ist bezüglich der Mineralogie eine immissionsbedingte Überprägung von Bodeneigenschaften bzw. Bodenbildungsprozessen zu erwarten?
- Inwieweit können Löslichkeitsgleichgewichte mit Al-haltigen Mineralen die Aktivität des für Pflanzen und Wasserorganismen toxischen Al steuern?
- Inwieweit kann in sauren Waldböden die Ausfällung von Al-Hydroxo-Sulfaten einen Faktor der  $\text{SO}_4$ -Retention darstellen?
- Ist ein Anstieg der Verwitterungsrate und damit der Pufferrate wahrscheinlich?

Ein realitätsnaher Ansatz, derartige Fragen zu untersuchen wäre eine direkte Quantifizierung von Mineralauflösungs- und -Neubildungsprozessen im Profil. Dies erfordert jedoch sehr lange Beobachtungszeiträume und ist mit hohem technischen Aufwand und entsprechenden Kosten verbunden. Einen zweiten Ansatz stellt die Simulation des Systems in Laborversuchen unter kontrollierten Bedingungen dar. Dabei können jedoch zum Teil starke Abweichungen von den in der Natur vorhandenen Bedingungen nicht vermieden werden.

Ein dritter, relativ einfacher Ansatz schätzt das Potential der Verwitterung bzw. Neubildung eines Minerals in einem Horizont aus der Sättigung der umgebenden Lösungsphase zu diesem Mineral ab. Dabei wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

1. Die Verwitterung bzw. Neubildung eines Minerals ist eine eindeutig definierte Reaktion, deren thermodynamische Daten bekannt sind.
2. Bei Übersättigung der Bodenlösung bezüglich eines Minerals ist nur Mineralneubildung, jedoch keine Verwitterung möglich; bei Untersättigung verhält es sich umgekehrt.

+ Univ. München, Lehrstuhl für Bodenkunde, 8000 München 40, Amalienstr. 52

++ Univ. Freiburg, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, 7800 Freiburg, Bertoldstr. 17

Der Sättigungszustand der Lösungsphase bezüglich einer reinen Festphase kann als Sättigungsindex SI

$$SI = \log \frac{\text{Ionenaktivitätsprodukt in Bodenlösung}}{\text{Löslichkeitsprodukt der Festphase}}$$

beschrieben werden. Ein positiver SI zeigt Übersättigung der Lösungsphase bezüglich der betreffenden Festphase an, ein negativer SI Untersättigung. Bei  $SI = 0$  herrscht Löslichkeitsgleichgewicht.

## 2. Material und Methoden

Im Rahmen des ARINUS-Projekts [8] wurden mit dem Sättigungsansatz die thermodynamisch möglichen Veränderungen des Mineralbestandes eines Humus-Eisen-Podsols auf eine Düngung mit  $700 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  Ammoniumsulfat untersucht. Eine  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Düngung eignet sich aufgrund ihres großen Versauerungspotentials gut zur Simulation hoher Einträge atmosphärischer Säurebildner.

Die Berechnungen wurden mit dem geochemischen Rechenprogramm WATEQF [4] auf der Basis von analytisch bestimmten Konzentrationen wichtiger Anionen und Kationen (insbesondere  $\text{F}^-$  und Si) an mit PE/Nylon-Saugkerzen bei einer Saugspannung von ca.  $-300 \text{ hPa}$  gewonnenen Sickerwasserproben durchgeführt. Gelöstes Al wurde nach [7] speziiert (vgl. [5]).

Das Untersuchungsgebiet und die verwendete Methodik sind eingehend in [1] und [6] bzw. [5] und [6] beschrieben. Die den Berechnungen zugrundeliegenden thermodynamischen Daten sind in einer Tabelle in [6] zusammengefaßt.

## 3. Ergebnisse

Tab. 1 zeigt für die Kontrollfläche und die Düngungsfläche Daten wichtiger chemischer Parameter des Bodensickerwassers und die Sättigungsindices bezüglich ausgewählter Minerale von drei repräsentativen Probenahmetermen vorge stellt; oben für die Bodentiefe 30 cm (Ae-Horizont, unten für die Bodentiefe 80 cm; Bvhs-Horizont, BvCv-Horizont). In der letzten Spalte (Tr.) ist der Trend der durch die Düngung induzierten Veränderung des SI skizziert.

Es lassen sich folgende Ergebnisse festhalten:

- 1) Die Bodenlösung nach der  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Gabe ist charakterisiert durch hohe Konzentrationen an  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{Al}^{3+}$ . Aufgrund sofort einsetzender Nitrifikation geht der pH-Wert der Bodenlösung deutlich zurück.
- 2) Im Oberboden des unbehandelten Standortes ist die Bodenlösung bezüglich aller berücksichtigten Minerale deutlich untersättigt; eine Ausfällung dieser Minerale ist demnach hier unwahrscheinlich.
- 3) Die  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Gabe führt aufgrund der stark erhöhten  $\text{Al}^{3+}$ -Aktivität bei allen Mineralen zu einer Erhöhung des SI. Positive SI-Werte werden jedoch nur von den Mineralen Alunit und Jurbanit erreicht. Somit ist die Ausfällung dieser Minerale möglich, sofern ihre Bildung nicht kinetisch gehemmt ist.
- 4) Die Verwitterungsintensität der silikatischen Minerale ist trotz einer Erhöhung des SI aufgrund des stark abgesunkenen pH-Wertes wahrscheinlich nicht verringert. Bei komplizierten Reaktionen sind Änderungen des SI kein hinreichendes Kriterium zur Quantifizierung der Verwitterungsrate.

- 5) Im Unterboden des unbehandelten Standortes ist die Bodenlösung bezüglich Imogolit und Alunit meist übersättigt. Auch Kaolinit und Zwischenschichten-Al(OH)<sub>3</sub> sekundärer Chlorite liegen nahe am Sättigungsgleichgewicht.
- 6) Die chemische Veränderung der Bodenlösung nach der (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Gabe hat für fast alle der berücksichtigten Minerale eine verringerte Stabilität zur Folge. Lediglich die Sättigung der Al(OH)SO<sub>4</sub>-Minerale erhöht sich; Alunit und Jurbanit weisen positive SI auf. Als einziges Alumosilikat zeigt Imogolit noch einen SI nahe dem Löslichkeitsgleichgewicht.
- 7) Als Folge der (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Gabe ist die Tendenz zur Verwitterung von Alumosilikaten im Unterboden aufgrund des verringerten pH-Wertes und des stärker negativen SI wahrscheinlich erhöht.

Bei der Bewertung dieser Aussagen sind jedoch folgende Punkte zu beachten:

- Die hier beschriebenen Fakten geben lediglich Tendenzen der Mineralumwandlung wieder. So kann die Bildung oder Ausfällung eines Minerals trotz geeigneter thermodynamischer Bedingungen kinetisch eingeschränkt sein oder gar überhaupt nicht ablaufen (vgl. [2]).
- Scheinbare 'Löslichkeitsgleichgewichte' können auch als Ergebnis einer zufälligen Überlagerung verschiedenartiger anderer Prozesse auftreten [3]; sie sind zudem von der thermodynamischen Datengrundlage abhängig.

Eindeutige Klarheit über im Boden ablaufende Mineralumwandlungsprozesse kann letztendlich nur durch mineralogische Inventuren geschaffen werden. Eine Berechnung von SI liefert jedoch eine gute Möglichkeit zur Eingrenzung der überhaupt möglichen Reaktionen.

#### 4. Literatur

- [1] FEGER, K.-H., ZÖTTL, H.W. und BRAHMER, G. (1988): Wasser und Boden 40, 574-580.
- [2] MAY, H.M., KINNIBURGH, D.G., HELMKE, P.A. und JACKSON, M.L. (1986): Geochim. Cosmochim. Acta 50, 1667-1677.
- [3] MULDER, J., v. GRINSVEN, J.M. und v. BREEMEN, N. (1987): Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 1640-1646.
- [4] PLUMMER, L.N., JONES, B.F., und TRUESDELL, A.H. (1976): U.S. Geol. Surv. Water-Resources Invest. 76-13.
- [5] PRIETZEL, J., BAUR, S. und FEGER, K.-H. (1989): Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59, 3453-458.
- [6] PRIETZEL, J. und FEGER, K.-H. (1991): Z. Pflanzenernährung Bodenk. 154, 271-281.
- [7] SEIP, H.M., MÜLLER, L. und NAAS, A. (1984): Water, Air, and Soil Poll. 23, 81-95.
- [8] ZÖTTL, H.W., FEGER, K.-H. und BRAHMER, G. (1987): Kfk/PEF-Berichte 12(1), 269-281.

#### Förderung:

Das Forschungsprojekt ARINUS wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der europäischen Gemeinschaften (Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) Kernforschungszentrum Karlsruhe).

Tab. 1 Sättigungsindices ausgewählter Minerale und wichtige Parameter der Bodenlösung von Düngungs- und Kontrollfläche in 30 cm und 80 cm Bodentiefe zu drei repräsentativen Terminen

30 cm Tiefe (Abe-Horizont)							
	S 1 (Kontrolle)			S 3 (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -Düngung			Tr.
	24.8.88	19.10.88	10.2.89	24.8.88	19.10.88	10.2.89	
Zwischenschicht-							
Al(OH) <sub>3</sub>	- 2.77	- 2.13	- 2.15	- 1.67	- 1.77	- 1.40	+
Imogolit	- 3.44	- 2.88	- 2.84	- 1.28	- 1.77	- 1.23	+
Jurbanit	- 2.60	- 2.37	- 2.05	+ 0.29	+ 0.14	- 0.07	++
Alunit	- 6.03	- 4.94	- 4.34	+ 0.84	+ 0.81	+ 0.77	++
Basaluminit	- 13.23	- 11.23	- 11.00	- 7.21	- 7.66	- 6.77	++
Halloysit	- 8.49	- 8.43	- 8.29	- 6.14	- 6.90	- 6.56	+
Kaolinit	- 4.17	- 4.10	- 3.97	- 1.82	- 2.58	- 2.24	++
Smectit	- 5.47	- 6.75	- 7.02	- 3.46	- 4.65	- 5.29	+
Illit	- 11.14	- 11.85	- 11.40	- 8.31	- 9.31	- 9.11	+
pH	4.26	4.38	4.27	4.01	4.04	4.18	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/L]	2.83	2.16	2.97	92.76	90.45	43.08	++
NO <sub>3</sub> <sup>+</sup> [mg/L]	2.04	0.75	3.90	26.88	32.77	51.28	++
Al <sup>3+</sup> [mg/L]	0.11	0.27	0.45	12.58	7.83	6.45	++
Si [mg/L]	3.87	0.94	1.17	4.57	2.42	1.53	+
80 cm Tiefe (Bhs-Horizont)							
	S 1 (Kontrolle)			S 3 (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -Düngung			Tr.
	24.8.88	19.10.88	10.2.89	24.8.88	19.10.88	10.2.89	
Zwischenschicht-							
Al(OH) <sub>3</sub>	- 0.42	- 0.16	- 0.40	- 0.92	- 0.72	- 0.93	-
Imogolit	+ 0.91	+ 1.19	- 0.66	+ 1.08	+ 0.07	- 0.39	-
Jurbanit	- 1.62	- 1.20	- 0.99	+ 0.67	+ 0.07	+ 0.18	+
Alunit	- 1.08	+ 0.06	+ 0.20	+ 2.88	+ 1.52	+ 1.36	++
Basaluminit	- 5.36	- 4.18	- 4.69	- 4.57	- 4.58	- 5.10	(+)
Halloysit	- 4.27	- 4.36	- 4.80	- 4.87	- 5.35	- 5.83	-
Kaolinit	- 0.60	- 0.03	- 0.47	- 0.55	- 1.02	- 1.50	-
Smectit	- 2.37	- 3.00	- 3.60	- 2.61	- 3.95	- 4.86	-
Illit	- 5.92	- 6.30	- 6.84	- 6.59	- 7.85	- 8.59	--
pH	4.91	4.95	4.79	4.27	4.43	4.31	--
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/L]	2.73	4.89	6.75	133.86	36.81	46.86	++
NO <sub>3</sub> <sup>+</sup> [mg/L]	1.29	0.89	2.04	24.53	19.71	30.78	++
Al <sup>3+</sup> [mg/L]	0.29	0.40	0.72	12.46	5.22	7.80	++
Si [mg/L]	2.04	1.12	1.17	3.49	1.29	1.20	(+)

**Tonmineralogie von polygenetischen petrocalcic Solonchaks am Hang in der Negev-Wüste (Israel)**

von

Smattan, U.<sup>1</sup>

**1. Problemstellung**

In den ariden Gebieten der Negev-Wüste bei Sede Boqer mit Niederschlägen unter 100 mm/a haben sich am Hang Böden mit bis zu 50 cm mächtigen Karbonatkrusten ausgebildet. Ausgangsgesteine sind tertiärer Kalkstein und Löss. Die Lössdeckschicht liegt über den Karbonatkrusten, die in einen tonigen und rötlichen Verwitterungshorizont übergehen (SMETTAN 1989). Am Beispiel eines 22 m langen Transektes an einem Nordosthang soll die Tonmineralzusammensetzung und deren Entstehung für den Oberhang, den Mittelhang und den Unterhang beschrieben und diskutiert werden.

**2. Methoden**

- Korngrößenbestimmung nach Humus- und Karbonatzerstörung bei pH 4, Dispergierung mit 0.02 n  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ , Naßsiebung und Pipettanalyse nach Köhn.
- Tonmineralbestimmung röntgenographisch an Texturpräparaten. Belegung mit K und Erhitzen auf 250° C, 400° C, Belegung mit Mg und Behandlung mit Ethylen-Glykol.
- Bestimmung der Gesamtelementgehalte durch Röntgenfluoreszenz an Schmelztabletten.

**3. Ergebnisse**

Einige physikalische und chemische Kenndaten sind in Abb. 1 dargestellt. Die Böden sind geschichtet. Der Oberboden aus Löss ist durch höhere Sandgehalte gekennzeichnet. Die Tongehalte nehmen mit der Bodentiefe zu und steigen von 15 % im Oberboden auf 60 % im rötlichen Verwitterungshorizont an. Die Karbonatgehalte erreichen in den Anreicherungshorizonten bis zu 80 %, die Gipsgehalte sind mit 3 - 6 % relativ niedrig (Abb.1). Die Böden sind alle stark versalzen und haben Leitfähigkeiten von 10 - 80 mS/cm im Sättigungsextrakt. Die pH-Werte ( $\text{H}_2\text{O}$ ) sind mit 8.4 - 8.9 stark alkalisch.

Die Zusammensetzung der Tonminerale (Tab. 1) zeigt, daß in allen Böden Kaolinit, Illit, Palygorskit, Smektit und Vermikulit vorkommt. Alle Tonminerale liegen bereits im Ausgangsgestein vor, wobei Smektit das dominierende Tonmineral ist. Die Kaolinitgehalte sind mit maximal 20 % gering. Die höheren Kaolinitgehalte im Oberboden müssen auf das unterschiedliche Ausgangsmaterial zurückgeführt werden, da im stärker verwitterten Unterboden geringere Gehalte vorliegen. In den Karbonatanreicherungshorizonten steigt Palygorskit/Illit auf über 80 % an, während im Unterboden Smektit wieder das dominierende Tonmineral ist (Tab. 1). Die auffällige Anreicherung von Palygorskit kann nicht allein auf Lösungsverwitterung und Residualanreicherung aus dem anstehenden Kalkstein zurückgeführt werden. Im Kalkstein liegt der Anteil von Palygorskit nur bei 30 %, was den Gehalten im Oberboden entspricht.

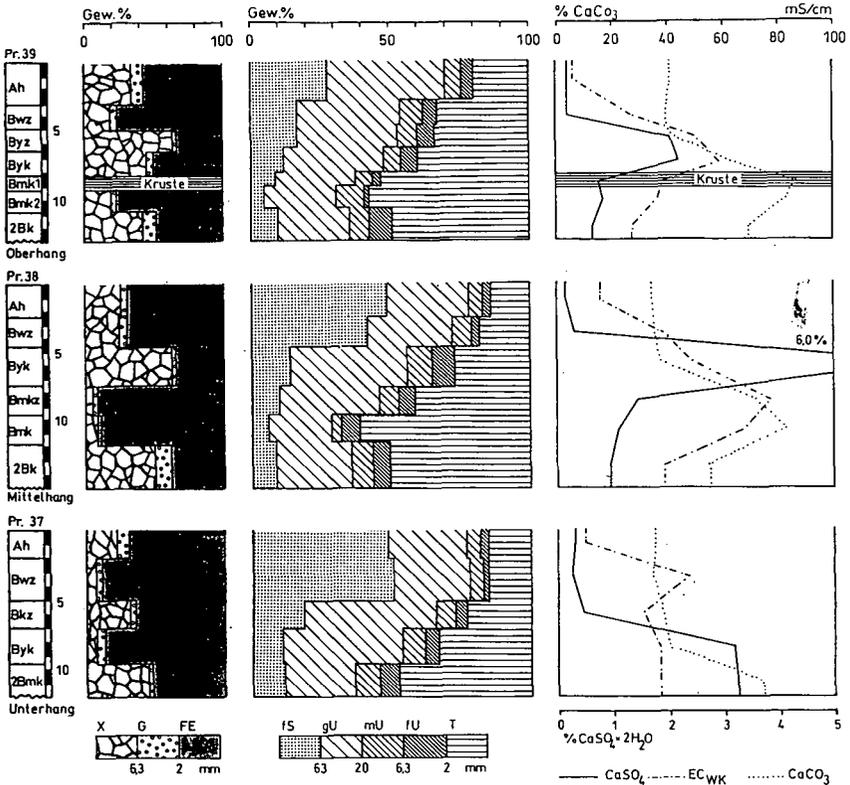


Abb. 1: Physikalische und chemische Eigenschaften einer Hangcatena im Negev

Für die Bildung von Palygorskit sind ein alkalisches Milieu, hohe Mg-Konzentrationen und geringe Al-Gehalte Voraussetzung (ZELAZNY & CALHOUN 1977). Eine rezente pedogene Bildung wird für aride und semiaride Gebiete in Verbindung mit Karbonatanreicherungen vor allem in abflußlosen Becken und unter lakustrinen Bedingungen beschrieben (SINGER 1981, HALITIM 1985). Hohe Palygorskitgehalte in Kalkkrusten wurden auch von RUELLAN (1971) in Marokko und GAUER (1991) in Nordwestägypten festgestellt und eine pedogene Bildung angenommen.

Wie bei MILLOT et al. (1969) beschrieben, steigt der Mg/Al-Quotient in den Palygorskithorizonten stark an (Tab. 2). Auch die Gesamtgehalte von MgO verdoppeln sich in den Karbonatanreicherungen auf 10 %. Außerdem kommt es dort zu einer Anreicherung von Phosphaten (Tab. 2), der als Apatit festgelegt ist.

Unter diesen für die Palygorskitbildung günstigen Bedingungen kann aus dem Smektit, der bei der Lösungsverwitterung des Kalksteins frei wird, rezente Palygorskit entstehen. Die rezente Bildung von Palygorskit konnte auch rasterelektronenmikroskopisch nachgewiesen werden. Dort war Palygorskit in Form von rasenartigen Überzügen auf den Calcitkristallen nachweisbar.

Tab. 1: Tonmineralzusammensetzung von Böden am Hang in der Negev-Wüste

Tonminerale %					
Oberhang	Horizont	Kaolinit	Illit/Palyg.	Smectit/Verm.	CaCO <sub>3</sub> %
0 - 30 cm	Ah	19	28	53	41.4
30 - 48 cm	Bwz	20	17	63	39.6
48 - 64 cm	Byz	-	-	-	42.4
64 - 82 cm	Byk	13	70	17	62.9
82 - 92 cm	Bmk1	6	80	14	86.1
92 - 108 cm	Bmk2	7	87	6	82.9
108 - 130 cm	2Bk	9	25	66	64.7
Mittelhang					
0 - 24 cm	Ah	16	22	62	34.4
24 - 46 cm	Bwz	18	22	60	35.1
46 - 75 cm	Byk	17	21	62	36.9
75 - 97 cm	Bmkz	6	80	14	71.5
97 - 118 cm	Bmk	-	-	-	82.6
118 - 150 cm	2Bk	9	19	73	55.2
Unterhang					
0 - 20 cm	Ah	20	18	62	35.4
20 - 50 cm	Bwz	13	27	60	33.8
50 - 70 cm	Bkz	20	21	59	37.6
70 - 95 cm	Byk	14	31	55	40.4
95 - 120 cm	2Bmk	10	65	25	74.2
Kalkstein		< 5	5/30	20/40	97.0

Im Unterboden, der unter feuchteren Bedingungen entstand, hat sich dagegen das Verhältnis vom Palygorskit zum Smectit verschoben (Tab.1), sodaß in dieser Zeit eine Umwandlung vom Palygorskit zum Smectit stattgefunden hat.

#### 4. Schlußfolgerungen

- In ariden Gebieten entsteht rezent Palygorskit.
- Er entsteht in Verbindung mit hohen Karbonatanreicherungen.
- Voraussetzung sind hohe Mg-Gehalte, ein alkalisches Milieu und hohe Salzgehalte.
- Unter diesen Bedingungen erfolgt eine Umwandlung von Smectit zu Palygorskit.
- Der stärker verwitterte Unterboden ist unter feuchteren Klimabedingungen entstanden.
- Es erfolgte eine Umwandlung von Palygorskit zu Smectit.
- Alle vorkommenden Tonminerale sind durch Lösungsverwitterung aus dem anstehenden Kalkstein entstanden.

Oberhang	MgO %	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> %	Mg/Al
0 - 30 cm	3.8	0.14	0.37
30 - 48 cm	4.0	0.13	0.36
48 - 64 cm	4.3	0.14	0.38
64 - 82 cm	5.5	0.20	0.40
82 - 92 cm	11.8	0.46	1.07
92 - 108 cm	10.5	0.74	0.90
108 - 130 cm	5.5	0.20	0.37
Mittelhang			
0 - 24 cm	3.7	0.09	0.37
24 - 46 cm	-	-	-
46 - 75 cm	4.2	0.14	0.36
75 - 97 cm	7.0	0.30	0.57
97 - 118 cm	10.4	0.37	0.85
118 - 150 cm	4.6	0.16	0.33
Unterhang			
0 - 20 cm	3.8	0.13	0.38
20 - 50 cm	3.7	0.12	0.37
50 - 70 cm	4.3	0.13	0.38
70 - 95 cm	4.6	0.14	0.38
95 - 120 cm	7.6	0.31	0.57
Kalkstein	4.2	0.60	0.90

Tab. 2: Gesamtgehalte von MgO, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> und Mg/Al-Verhältnisse von Böden am Hang in der Negev-Wüste.

## 5. Danksagung

Besonderer Dank gilt Frau Helena Schmiescheck an der TU Berlin, Fachgebiet Bodenkunde, die alle Analysen und die Erstellung der Texturpräparate durchgeführt hat.

## 6. Literatur

- GAUER, J. (1991): Bodenentwicklung und Bodengesellschaften vom Mittelmeer zur Qattara Depression in Nordwestägypten. Berl. Geow. Abh. A/136, 171 S. Berlin.
- MILLOT, G., PAQUET, A. & RUELLAN, A. (1969): Néof ormation de l'attapulgit e dans les sols à capacités calcaires de la Basse Moulaya (Maroc Oriental). C.R. Acad. Sci., 274 - 277, Paris.
- RUELLAN, A. (1971): Contribution à la connaissance des sols des régions méditerrané es: les sols à profil calcaire différencié des plaines de la Basse Moulaya (Maroc Oriental). ORSTOM, 302 S., Paris.
- SMETTAN, U. (1989): Böden einer Hangcatena im Negev und deren Stoffverteilung (Sede Boqer, Israel). Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/II, 995 - 1000, Oldenburg.
- ZELAZNY, L.W. & CALHOUN, F.G. (1977): Palygorskite, Sepiolite, Talc, Pyrophyllite and Zeolithes in: DIXON, J.B. & WEED, S.B. (1977): Minerals in soil environments. S.435 - 470, Madison, Wisconsin, USA.

**FERROMAGNETISM OF SOILS IN SOME POLISH NATIONAL PARKS**

Zygmunt Strzyszczyński\*

*I dedicate the paper to Prof. Dr Härtl from the Karl-Franz University of Graz on the occasion of his 90th anniversary*

**I N T R O D U C T I O N**

In Poland 100-160 million tons of hard coal and 30-75 million tons of brown coal is burnt annually. In 1988 there were 1527 industrial plants 1339 of which had the dust removal system but only 241 of them reduced dust emission above 90 % and 649 ones in range 70 to 90 % (Ochrona Środowiska 1989). In the same year, total emission of ashes amounted to 3.4 million tones and contribution of industry and municipal sources was 2.4 million tons and 1.0 million tons, respectively. The great power plants (> 1000 MW) are located mainly in Western, Central, and Southern parts of the country. Due to the W and SW winds prevailing the emission from these power plants is expected to influence all over the country. Additionally, the high stacks (220-400 m) promote a wide-spreading of the waste gases emitted. It should be taken into account that use of filters with efficiency of 98 % in power plants (2000 MW) results in emission 12.5 t/h of ash in which the 0-10  $\mu\text{m}$  fraction makes 43 % (Koniecznyński 1982). In this fraction (aerosol) the significant amount of iron in atmospheric aerosols near Katowice ranging from 1760 to 30900 ng Fe/m<sup>3</sup> was found (Tomza 1987).

Efficiency of the dust removal systems is assessed to be 92 % and is expected to increase up to 96 % in 2000 year (Polityka Ekologiczna Państwa 1990).

Earlier investigations of the cultivated and forest soils in the Katowice district where the dustfall is the highest (Poland 40 t/km<sup>2</sup>\* a and the Katowice district 457 t/km<sup>2</sup>\* a) have shown their very high ferromagnetism in many parts of the region (Strzyszczyński et al. 1988, Strzyszczyński 1989 a,b, 1990). Formation of ferromagnetics in fly ashes is connected with transformation of pyrite during the coal combustion process (Lauf et al. 1982).

Aiming at establishing of the present status, the forest soils of 4 National Parks, presented in Fig. 1, were investigated. According the Park area, in 80-100 - year-old spruce or pine stands, 5 to 25 soil profiles were set up at distance of 1.5 m from the tree trunk; the soil samples were taken out from horizons and subhorizons of the profiles. Earlier investigations (Strzyszczyński 1989 a,b) proved that ferromagnetics were accumulated mainly in the Of and Oh subhorizons. Their presence in these subhorizons was treated as indicator of pollutants influence on soils.

**M E T H O D S**

Magnetic measurements were made by a home - made instrument (Strzyszczyński et al. 1988, 1989 b) availing the method of iron application as an indicator in investigations of soil erosion worked out by Tölle (1986).

**R E S U L T S**

In the North of the country in the Słowiński National Park the mean values of ferromagnetism in the Of subhorizon amount to 168

\* Institute of Environmental Engineering, Polish Academy of Sciences Zabrze, Poland

Hz/Sg at the dustfall about  $4.0 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ . In the Kampinoski National Park at the dustfall about  $9.0 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ , the ferromagnetism is raised to 297 Hz/Sg, and in the Świętokrzyski National Park where the influence of industrial emission from Silesia region has place the ferromagnetism increases to 540 Hz/Sg at the dustfall about  $22.0 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ . The Ojcowski National Park is situated 15-20 km from sources of high industrial emission. The ferromagnetism of the Of subhorizon amounts to 700 Hz/Sg at dustfall amounting to  $246.0 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ . Also in many cases the high values of ferromagnetism in samples investigated were found in Oh subhorizon (Tab. 1).

The highest ferromagnetism values were found in forest soils of the Upper Silesian Industrial Region where at dustfall of  $457.0 \text{ t/km}^2 \text{ a}$ , the ferromagnetism of Of subhorizon amounts to 2989 Hz/Sg. The high level of ferromagnetism was stated in the Ruhr Basin but distribution of ferromagnetics is slightly differ, which probably results from a low dustfall (Tab. 1).

So, it can be stated that in Poland the ferromagnetism of forest soils increases from the North to the South and its source are the industrial emissions, mainly fly ashes from power plants.

The fact that fly ashes are a source of ferromagnetics is confirmed by a pattern of ferromagnetics distribution in soil horizon in Poland when compared with other countries (USA, Spitsbergen, Switzerland), where the most ferromagnetics is accumulated in the B horizon (Tab. 1).

Direct evidence for presence of ferromagnetics in the O horizon is a view of the litter sample collected 800 m from the power station. The SEM picture shows a presence of spherules and X-Ray Fluorescence - a presence of iron (Fig. 2-4). The presence of ferromagnetics iron was also stated in dust washed out by atmospheric depositions which was found in experiment, lasting from November 1989 to October 1990, carried out on the Institute terrain (Tab. 2).

The investigations prove that the soil forming processes are not a source of ferromagnetics in forest soils in Poland but the source should be perceived in emission of ferrous metallurgy - in local scale, and in global scale in emissions from combustion of hard and brown coal.

#### A C K N O W L E D G E M E N T

The author thank Dr K. Bleich from Stuttgart-Hohenheim University for taking photographs and analysis by the X-Ray Fluorescence method.

#### R E F E R E N C E S

- Konieczynski J., 1982 : Skuteczność pracy elektrofiltrów a emisja metali śladowych w spalinach elektrowni węglowych. Ochrona Powietrza 1-3, 7-14.
- Lauf R.J., Haris L.A., Rawiston S.S., 1982 : Pyrite framboids as the source of magnetite spheres in fly ash. Environ. Sci. Technol. 16. No. 4, 218-220.
- Ochrona Środowiska : 1989, GUS Warszawa.
- Polityka Ekologiczna Państwa : 1990, Ministerstwo Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. Warszawa.
- Strzyszczyński Z., Tölle R., Kätzur J., 1988 : Zur Anwendung eines hochfrequenten Messverfahrens für den Nachweis von ferromagnetischen Eisen in der Umwelt. Archivum Ochrony Środowiska 3-4.

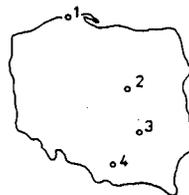
- Strzyszczyk Z., 1989 a : Ferromagnetic properties of forest soils being under influence of industrial pollution. Air Pollution and Forest Decline. Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. IUFRO P2 05. Interlaken, p. 201-207.
- Strzyszczyk Z., 1989 b : Anwesenheit des ferromagnetischen Eisens in Oberschlesischen Waldböden und deren Ursachen. Mitt. der DBG Bd. 59. H. II 1197-1202.
- Tälle R., 1986 : Zum Einsatz weichmagnetischer Ferrite in der Bodenerosionsforschung. Diss. an der Humboldt Universität zu Berlin.
- Tomza U. : Trace elements pattern in atmospheric aerosols at Katowice. Prace Naukowe U.Si. No 924, p. 120.

Tab.1. Ferromagnetism in forest soil  
[ Hz/g ]

Locality	Horizon							Dust-fall T. Km <sup>2</sup> . a
	Ol	Of	Oh	Ah	Ae	B	C	
Słowiński NP Poland	108	168	254	268	258	286	266	4
Kampinoski NP	208	297	201	235	240	304	-	9
Świętokrzyski NP	296	540	643	344	-	294	-	22
Ojcowski NP	227	700	833	472	195	266	282	246
Upper Silesia	1260	2989	1435	709	184	171	-	457
Kiel-Wildpark FRG	155	290	325	-	-	-	-	
Claustahl	110	235	365	360	-	-	-	
Rehberg	115	200	460	255	200	175	-	
Essen-Werden	800	1017	1820	345	-	245	-	
Kirschh.-Bottrop	575	1490	3225	3595	300	-	-	
Zürichberg Switzerl.	165	240	235	250	-	275	265	
Shenandoah NP USA	189	342	285	-	679	-	-	
Rocky Mountain NP	168	711	200	-	1125	-	-	
Spitsbergen Norway	138	189	156	248	-	-	-	

Tab.2. Ferromagnetism  
of dustfall in Zabrze

Month	Precipitation mm	Ferromagnetism Hz
XI 1989	30,7	520
XII	28,3	350
I 1990	16,7	445
II	28,4	290
III	34,3	290
IV	71,1	580
V	34,8	160
VI	50,4	150
VII	65,1	135
VIII	53,7	105
IX	100,2	320
X	30,6	270



1. Słowiński NP
2. Kampinoski NP
3. Świętokrzyski NP
4. Ojcowski NP

Fig.1. Locality of National Parks

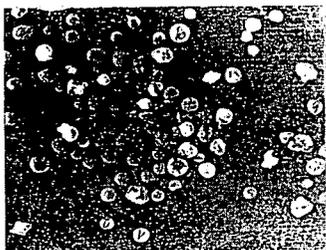
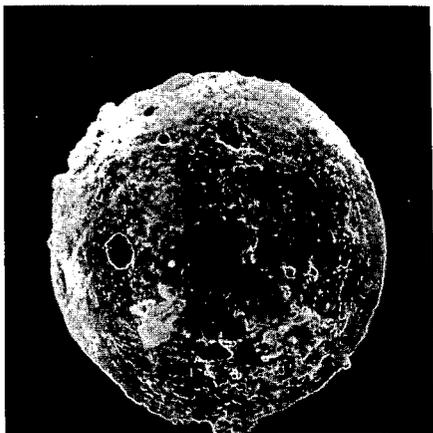
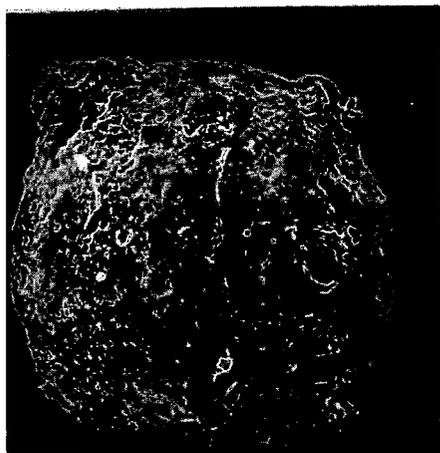


Fig. 2. Scanning microscope photo of O-Horizon with particles



particle No 1



particle No 5

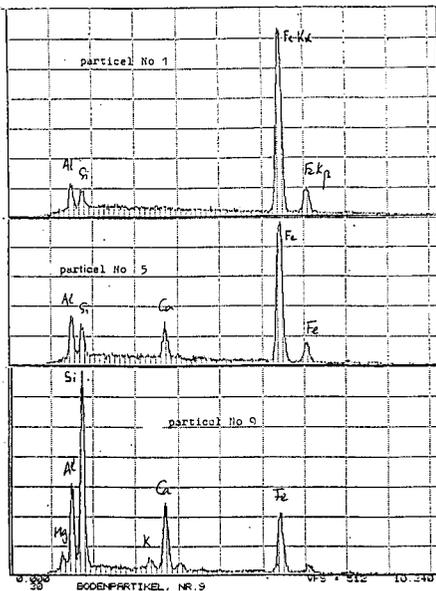
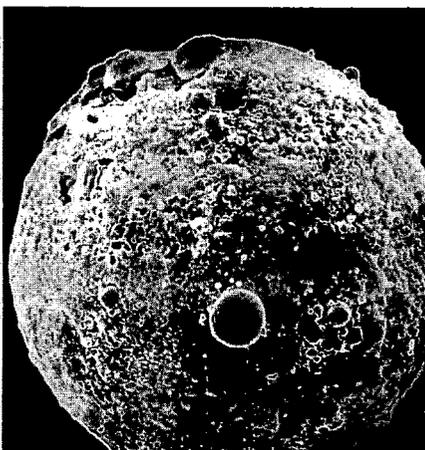


Fig. 3. X-Ray-Spectrum of ash particle



particle No 9

Fig. 4. Ash particle in O-Horizon of forest soils (800 m from Power plants)

**Mineralogische und chemische Charakterisierung von Abbauprodukten  
der Silicatverwitterung unter stark sauren Bedingungen**

von  
Veerhoff, M. und G. W. Brümmer<sup>\*)</sup>

**Einleitung**

Die durch natürliche Prozesse und anthropogene Einflüsse bedingte weitflächige starke bis extreme Versauerung von Waldböden führte, wie zahlreiche Untersuchungen belegen, zu gravierenden Veränderungen des Mineralbestandes und des Stoffhaushaltes (Sakr und Meyer, 1970; Rampazzo 1989 u.a.). Ziel dieser Untersuchungen war es, die durch Silicatverwitterung und -zerstörung gebildeten schlecht kristallinen bis amorphen Abbauprodukte mineralogisch und chemisch näher zu kennzeichnen.

**Material und Methoden**

Die Untersuchungen erfolgten an sechs Standorten von denen sich fünf unter Wald- und einer unter Ackernutzung befinden. Bei den in der näheren Umgebung von Bonn gelegenen Waldstandorten handelt es sich um zwei Parabraunerden und einen Parabraunerde-Pseudogley aus Löß. Ferner wurde eine stark bis extrem versauerte Podsol-Parabraunerde aus Geschiebesand in der Nähe von Kiel und ein Parabraunerde-Podsol aus Sandlöß aus dem Reichswald bei Kleve untersucht.

Neben röntgenographischen Analysen der Schluff- sowie der Grob-, Mittel- und Feintonfraktion wurden transmissionselektronen- (TEM) und rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen (REM) des Mineralbestandes durchgeführt. Die REM-Untersuchungen erfolgten an ungestörten Bodenaggregaten und an einzelnen Kornfraktionen. Simultan wurde die Elementzusammensetzung halbquantitativ anhand von punktförmigen sowie flächendeckenden energiedispersiven Röntgenanalysen (EDAX) bestimmt. Die TEM-Analysen wurden an der Feintonfraktion ausgewählter Standorte durchgeführt.

**Ergebnisse**

Die als Folge der starken bis extremen Bodenversauerung entstandenen Abbauprodukte aus der Silicatverwitterung und -zerstörung werden im folgenden anhand von Röntgenanalysen der Tonfraktion der Waldstandorte sowie anhand von REM- und TEM-Untersuchungen charakterisiert.

Die Abb. 1 zeigt die Diffraktogramme der glyceringesättigten und mit Mg-Ionen belegten Tonfraktionen aus Oberböden von fünf Waldstandorten mit unterschiedlichen pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werten. Neben den scharfen, zumeist intensitätsstarken Röntgenreflexen der quellfähigen 1,8 nm-Mineraie (niedriggeladener Vermiculit und Smectit), sowie von Chlorit, hochgeladenem Vermiculit, Illit, Kaolinit und Quarz tritt in den drei oberen Diffraktogrammen eine deutliche Aufwölbung des Untergrundes (schraffierte Flä-

che) im Bereich zwischen 0,7 und 0,3 nm mit einem Maximum bei 0,36-0,40 nm auf. Ein Vergleich der Tonfraktionen der Oberböden aller untersuchter Waldstandorte zeigt, daß die Aufwölbungen des Untergrundes erst in Oberböden mit pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werten unter 3,6 auftreten. In den Diffraktogrammen der jeweiligen B-Horizonte mit pH-Werten größer als 3,8 konnte hingegen keine Aufwölbung des Untergrundes beobachtet werden.

Die stark verbreiterten und intensitätsschwachen Röntgenreflexe im Bereich zwischen 0,7 und 0,3 nm können, wie Untersuchungen verschiedener Autoren zeigen (Wada 1979 u.a.), auf allophanartige Verbindungen und/oder amorphe Kieselsäure zurückgeführt werden. Diese schlecht kristallinen bis amorphen Verbindungen treten überwiegend in der Grobtonfraktion (0,2-2 µm) auf (Abb. 2). Nach Drees et al. 1989) erfolgt häufig eine Aggregation der schlecht kristallisierten bis amorphen Si- und/oder Al-Fe-Ausfällungen zu Partikeln mit einem Durchmesser zwischen 0,5 und 5 µm.

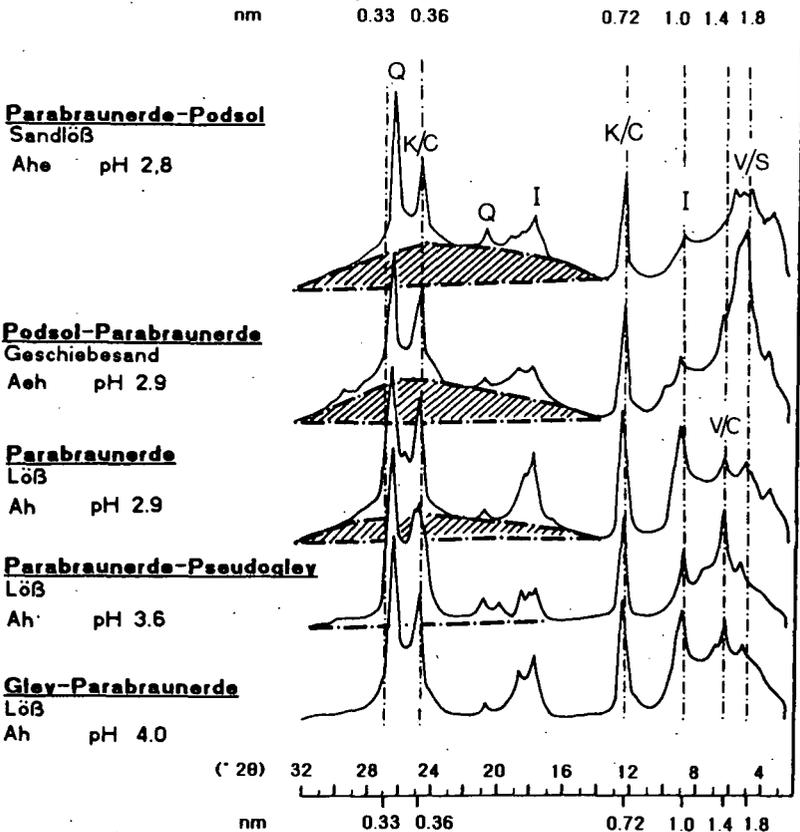


Abb.1: Röntgendiagramme der Fraktion < 2µm aus Oberböden von Waldstandorten mit unterschiedlichen pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werten (schraffierte Fläche: Untergrundaufwölbung, S: Smectit, V: Vermiculit, C: Chlorit, I: Illit, K: Kaolinit, Q: Quarz)

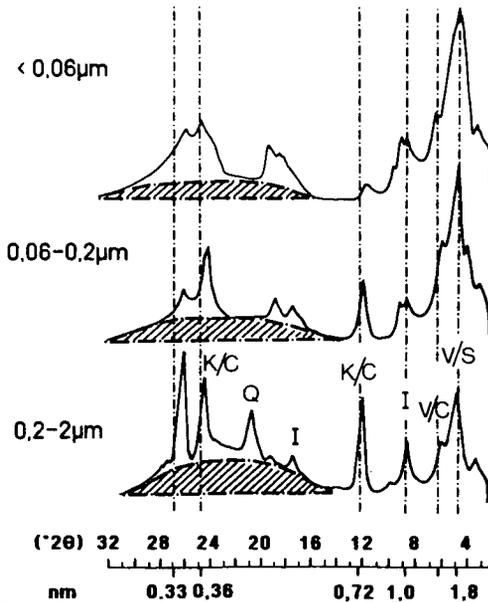


Abb. 2: Röntgendiagramme der Fein-(<math>< 0,06 \mu\text{m}</math>), Mittel-(<math>0,06-0,2 \mu\text{m}</math>) und Grobtonfraktion (<math>0,2-2 \mu\text{m}</math>) aus dem Ahe-Horizont eines Parabraunerde-Podsols aus Sandlöß (Profil Kleve, Reichswald), (s. Legende Abb. 1)

In REM-Aufnahmen von Bodenaggregaten stark bis extrem versauerter Ober- und Unterböden konnten sowohl auf einzelnen Mineraloberflächen als auch flächig gelartige Überzüge beobachtet werden. Bei Glimmern der Feinsand- und Schlufffraktionen treten vereinzelt auf den Außen- und Innenflächen, häufig auch in den stark korrodierten Randbereichen kleine, nur wenige  $\mu\text{m}$  bis nm im Durchmesser betragende kugelige bis ovale Strukturen auf. REM-Aufnahmen von Aggregaten aus stark bis extrem versauerten Horizonten von Waldböden zeigen häufig partielle Verkrustungen der Aggregatoberflächen. Meist sind die unter nur wenigen 100 nm dicken Überzügen liegenden Minerale noch schemenhaft zu erkennen. Bei stärkerer Vergrößerung löst sich die zunächst weitgehend strukturlose Oberfläche der Überzüge in zahlreiche kugelförmige bis ovale Gebilde mit einem Durchmesser zwischen 50 und 1000 nm auf.

EDAX-Analysen dieser kugeligen Strukturen ergaben, daß diese zu 80 bis 90 % aus  $\text{SiO}_2$  und zu geringen Anteilen aus Al und Fe aufgebaut sind. Das Auftreten der Si-reichen Verkrustungen beschränkt sich in den untersuchten Profilen auf einen sehr geringmächtigen Tiefenbereich, der im wesentlichen die stark bis extrem versauerten Oberböden sowie die unmittelbar darunter liegenden B-Horizonte betrifft. In den tieferen Horizonten der Waldböden sowie in allen Horizonten der Parabraunerde unter Akker fehlen derartige Überzüge.

Die REM-Untersuchungen sowie die chemischen Analysen zeigen, daß die bei der Silicatverwitterung und -zerstörung freigesetzte Kieselsäure nur wenig vertikal im Profil verlagert und meist in unmittelbarer Nähe des Lösungsortes wieder ausgefällt wurde. Die Ausfällung erfolgte vermutlich aus lokal stark übersättigten Kieselsäurelösungen unter Bildung gelartiger Überzüge. In übersättigten, hydrophoben kolloiden

Suspensionen findet nach Eggelton (1987) eine spontane Keimbildung statt. Die Abscheidung von Kristalliten aus den Lösungen erfolgt an diesen Suspensionskeimen und führt im Anfangsstadium zur Bildung runder bis ovaler Aggregate. Häufig wirken auch die Silicatoberflächen als Kondensationskeime, an denen die Si-Abscheidung erfolgt. Mitunter konnten vereinzelt an detritischen Quarzkörnern orientierte Quarzaufwachungen beobachtet werden.

Ein geringer Teil der kolloidalen Kieselsäure wurde vermutlich zusammen mit Al-, seltener mit Fe-Ionen als amorphe Alumosilicate ausgefällt, wie TEM-Untersuchungen der Feintonfraktion ( $< 0,06 \mu\text{m}$ ) einer stark bis extrem versauerten Parabraunerde aus Löß unter Wald zeigen. Die TEM-Aufnahmen lassen bei 450000facher Vergrößerung zahlreiche rundlich bis ovale, meist kettenförmig miteinander verbundene Strukturen erkennen. Diese besitzen einen Durchmesser zwischen 50 und 80 nm und weisen im Inneren z.T. hellere, vermutlich weniger dichte oder hohle Bereiche auf. Elektronenbeugungsaufnahmen dieser rundlichen Strukturen zeigten zwei diffuse Beugungsringe unterschiedlicher Intensität. Sowohl die äußere Form dieser Aggregate als auch die diffusen Beugungsringe deuten darauf hin, daß es sich hierbei um Allophane handelt. Neben den rundlichen Strukturen der Allophane wurden in TEM-Aufnahmen der Feintonfraktion des Bvt-Horizontes einer Parabraunerde unter Wald auch unregelmäßig begrenzte Ausfällungen auf Tonmineraloberflächen beobachtet. Die Elektronenfeinbereichsbeugung an diesen Ausfällungen ließen keine Beugungsfiguren erkennen, so daß angenommen werden muß, daß es sich hierbei um amorphe Ausfällungen auf einer Tonmineraloberfläche handelt.

### Zusammenfassung

Die Ergebnisse von Röntgenanalysen sowie REM-, TEM- und Elektronenbeugungs-Untersuchungen haben gezeigt, daß in den sehr stark bis extrem versauerten Oberböden sowie in B-Horizonten von Waldstandorten eine starke Silicaterstörung und damit verbunden eine Anreicherung schlecht kristalliner bis amorpher Verbindungen stattgefunden hat. Dabei wurden in der  $< 0,06 \mu\text{m}$ -Fraktion auch Allophane festgestellt. Die gebildeten amorphen Abbauprodukte liegen, wie EDAX-Analysen zeigen, zumeist als flächenhaft auftretende kieselsäurereiche Aggregatüberzüge und Verkittungen oder kleinräumige Ausfällungen auf Mineraloberflächen vor.

### Literatur

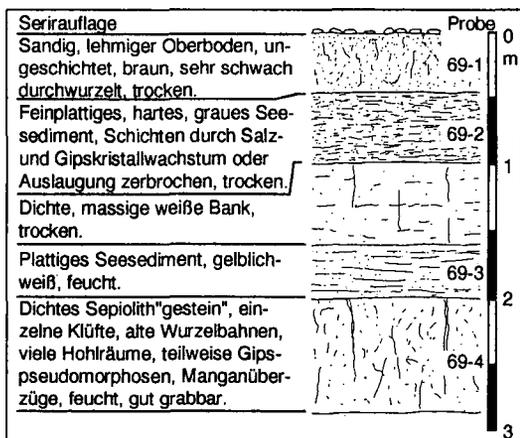
- Drees, R.L., Wilding, L.P., Smeck, N.E. und Senkayi, A. (1989): Silica in Soils: Quartz and Disordered Silica Polymorphs.- In: Dixon, J.B. and Weed, S.B. (Hrsg.): Minerals in Soil Environments, SSSA Book Series, 2. Aufl. Madison, Wisconsin (USA), 913-974
- Eggelton, R.A. (1987): Noncrystalline Fe-Si-Al-Oxyhydroxides.- Clays and Clay Min. 35, 29-37
- Rampazzo, N. (1989): Physikalisch-chemische und mineralogische Zustandsänderung von Waldböden durch Luftimmisionen.- Diss. Uni Wien
- Sakr, R. und Meyer, B. (1979): Mineral-Verwitterung und Umwandlung in typischen sauren Lockerbraunerden in einigen Mittelgebirgen Hessens.- Göttinger Bodenkundl. Ber. 14, 1-47
- Wada, K. (1989): Allophane and Imogolite.- In: Dixon, J.B. and Weed, S.B. (Ed.): Minerals in Soil Environments, SSSA Book Series, 2. Aufl. Madison Wisconsin (USA), 1051-1087

## Ein Beitrag zur Entstehung, Struktur und chemischen Zusammensetzung der Meerschaum-Sepiolithe aus Zentral Somalia

von

Mehdi Zarei, Reinhold Jahn und Karl Stahr<sup>1)</sup>

Die Oase El Bur liegt ca. 350 km NNW der Hauptstadt Mogadischu auf dem Zentral-somalischen Plateau, welches aus unter- bis mioleozänen Kalken, Dolomiten, Mergel und Gipsen der evaporitischen Taleh-Formation gebildet ist (OSMAN et al. 1985).



Auf der Hochfläche kommen überwiegend Chromic Luvisols, Leptosols und Cambic- bis Luvic Arenosols vor. (DRECHSEL, 1991).

Im Folgenden soll die Frage nach der Entstehung, Morphologie, chemischer Zusammensetzung, Strukturformel, Nebenbestandteile und Umwandlung des Meerschaum-Sepioliths in Smectit nachgegangen werden.

Die Probenahme (Abb.1) erfolgte westlich der Stadt El Bur an einer Grube, aus der Meerschaum in zwei bis drei Meter Tiefe abgebaut wird (s. STAHR et al., 1990).

Abb.1: Profil "El Bur in den Sepiolith Pinggen westlich der Oase

Sepiolith als Hauptmineral wurde röntgendiffraktometrisch und differentialthermoanalytisch bestimmt und mit der Transmissions- und Rasterelektronenmikroskopie die Morphologie, Struktur und Gestalt des Sepioliths beobachtet. Die chemische Zusammensetzung wurde an der Gesamtprobe und der Tonfraktion mit der Röntgenfluoreszenz analysiert, mit der energiedispersiven Röntgenmikroanalyse (EDAX) bestätigt und dann die Strukturformel errechnet. Die Versuche zur Umwandlung von Sepiolith in Smectit wurden in Tölg-Gefäßen bei 160°C und Überdruck in einer Zeit von zwei Wochen durchgeführt.

Sepiolith dominiert in allen Horizonten des beprobten Profiles. Bei der Röntgenbeugungsanalyse treten die wichtigsten Reflexe (SINGER & GALAN, 1984) des Sepioliths auf (Abb.2). Daneben kommen in 69-1 Calciumkarbonat mit 20% und Quarz mit 19% vor. In den übrigen Horizonten gehen diese Beimengungen stark zurück. Als leicht-lösliches Salz wurde in 69-2 und -4 Kochsalz gefunden. Außer geringen Anteilen Illit in 69-1 wurde kein anderes Tonmineral festgestellt.

<sup>1)</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

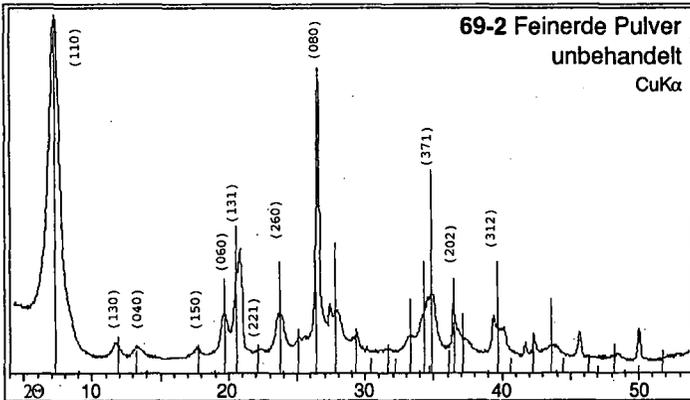
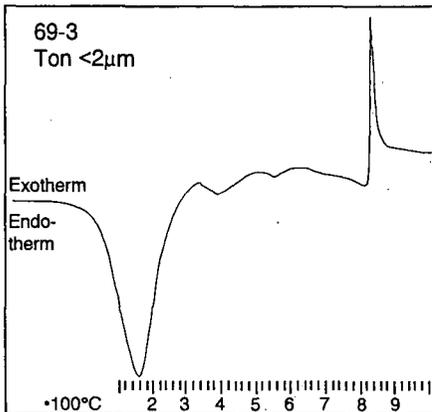


Abb.2: Röntgenbeugungsdiagramm des unbehandelten Sepioliths aus dem Profil "El Bur"

Tab.1: Chemische Eigenschaften des Sepiolithprofils "El Bur"

Horizont	69-1	69-2	69-3	69-4
pH (H <sub>2</sub> O)	8,6	7,9	7,9	8,1
el. Leitf. mS/cm	6,0	12,8	5,3	13,1
Corg g/kg	2,2	2,2	2,1	2,0
CaCO <sub>3</sub> g/kg	203	-	-	165
Quarz g/kg	190	100	180	40
KAK mval/kg	103	125	76	103
Aggregatd. g/cm <sup>3</sup>	0,6	0,5	0,6	0,5

Die gemessenen pH-Werte (Tab.1) sind schwach bis stark alkalisch, die elektrische Leitfähigkeit weist das Milieu als salinar aus, die organischen C-Gehalte sind auf den unbewachsenen Flächen sehr gering, die Aggregatdichte ebenfalls.



Die Differentialthermoanalysen (Abb.3) zeigen eine starke endotherme Reaktion bei 160°C (Adsorptionswasser), ebenfalls sehr schwache endotherme Reaktionen bei 400, 555 und bei 810 °C (Dehydrierung); und eine sehr starke exotherme Reaktion bei 830 °C (Gitterzerfall).

Abb.3: Differentialthermoanalyse des Sepioliths (Probe 3)

Aus der chemischen Zusammensetzung der Sepiolithe (Tab.3) läßt sich folgendes aussagen:

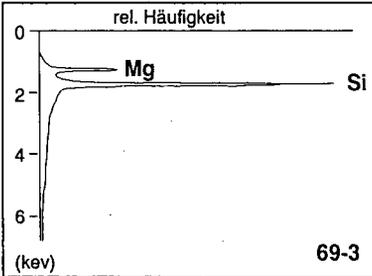
- Na<sub>2</sub>O liegt in der Feinerde zwischen 0,7 bis ca 4%, nach der Tongewinnung geht es stark zurück. Dies stimmt mit dem Auftreten von Halit in den Röntgenbeugungsanalysen und dem leichtlöslichem Na überein.
- CaO in der Feinerde beträgt im oberen Horizont 14,5% und im unteren Horizont 10,6%, in der Tonfraktion geht es um ca. 5% zurück. Dies ist überwiegend als Karbonat gebunden.

- Im Horizont 69-1 nimmt in der Tonfraktion  $Al_2O_3$  bis zu 4% ein.  $K_2O$  liegt ebenfalls höher. Dies bestätigt die Identifizierung des Illits aus den Röntgenbeugungsanalysen.
- $MgO$  in der Feinerde variiert zwischen 9 und 20% und in den Tonfraktionen zwischen 15 und 21%. Magnesium ist das wichtigste Oktaeder-Kation des Sepioliths
- $SiO_2$  erreicht in der Feinerde in karbonatreichen Horizonten Werte bis 47% und in den karbonatarmen Horizonten Werte bis 59%. In der Tonfraktion bewegen sich die Werte zwischen 47 und 48 %.

Horizont	$SiO_2$	$MgO$	$Al_2O_3$	$CaO$	$Na_2O$	$K_2O$	$TiO_2$	$Fe_2O_3$	$H_2O$
69-1 FE	466	94	28	145	9	10	3	15	220
69-1 Ton	522	152	41	90	-	11	4	25	150
69-2 FE	502	187	9	5	37	5	1	6	240
69-2 Ton	573	208	10	13	-	15	1	5	190
69-3 FE	586	202	8	4	1	5	1	4	180
69-3 Ton	540	195	8	1	-	4	1	5	240
69-4 FE	465	163	7	106	36	4	1	4	210
69-4 Ton	477	157	13	52	2	6	2	8	280

Tab.2: Gesamtgehalte (g/kg) der Feinerde und der Tonfraktion des Profils "El Bur"

Die raster- u. transmissionselektronenmikroskopischen Beobachtungen bestätigen die röntgendiffraktometrischen, differentialthermoanalytischen und chemischen Analysen.



Die Sepiolithminerale zeigen in allen Horizonten eine büschelartige, haarförmige Struktur, die bei höherer Auflösung eine monomineralische, stengelige und nadeligen Struktur aufweisen (STAHR et al., 1990). Die Elementanalyse (EDAX) an der stengeligen Struktur des Sepioliths ergibt nur Mg und Si (Abb.4); bei der Analyse der Gesamtoberfläche treten noch Al, Na und Cl hinzu.

Abb.4: Elementanalyse (EDAX der stengeligen Struktur des "El Bur"-Sepioliths

Es konnte keine Umwandlung von Sepiolith in Smectit unter natürlichen Gegebenheiten im Meerschaum festgestellt werden. Im Labor wurden unter hydrothermalen Bedingungen bei 160°C synthetisch Sepiolith in Smectit umgewandelt (Abb.5) (GOLDEN et al., 1985).

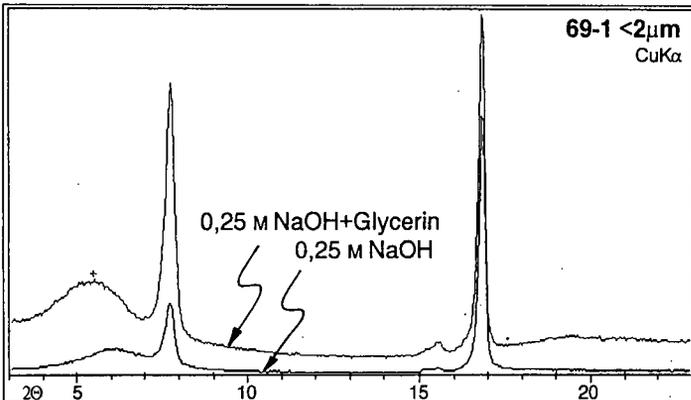
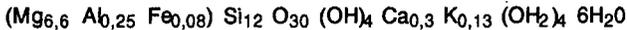


Abb.5: Röntgenbeugungsdiagramm von unter alkalischen Bedingungen in Smectit umgewandelten Sepiolith

## Schlußfolgerungen

- Die Si- und Mg-Anreicherungen in El Bur sind auf die Verwitterung von Silikaten, Dolomiten und evtl. auch basischen, vulkanischen Materials zurückzuführen. Durch die Anreicherung dieser Elemente in einem alkalischen Milieu konnte Sepiolith entstehen.
- Aus den röntgendiffraktometrischen, rasterelektronenmikroskopischen und chemischen Analysen wurden neben dem dominierenden Sepiolith auch Calcit, Quarz und Halit festgestellt. Diese Befunde deuten auf eine Mineralbildung von Sepiolith, Calcit und Halit in situ hin.
- Aus den chemischen- (Tab.3) und EDAX-Analysen der Sepiolithstruktur ist zu entnehmen, daß die Formel des El Bur Sepioliths sehr nah an der von BRAUNER & PREISINGER (1956) sowie an der von SANTAREN et al. (1990) steht. Folgende Strukturformel wurde für den El Bur Sepiolith errechnet:



Der El Bur Sepiolith ist damit etwas mit Mg unterversorgt und weißt K und Ca als "Zwischenschichtkationen" auf, die die entstandenen Ladungen kompensieren.

- Es wurde keine Umwandlung von Sepiolith in Smectit in situ beobachtet. Unter alkalischen und hydrothermalen Bedingungen bei 160°C läßt sich Sepiolith in Smectit umwandeln (Abb.4).

## Literatur

- BRAUNER, K. and A. PREISINGER (1956) Structure of Sepiolite. Mineralog. Petrogr. Mitt. 6, S.120-140.
- DRECHSEL, P. (1991): Bodengesellschaften Zentral-somalias. Bayreuther Bodenkundl. Berichte 19, 119 S.
- GOLDEN, D.C., J.B. DIXON, H. SHADFAN and L.A. KIPPENBERGER (1985) Palygorskite and sepiolite alteration to smectite under alkaline conditions. Clays and Clay minerals 33 S. 44 - 50.
- OSMAN, A.S., H.A. FARAG and M.S. ABDI (1985): Geology of Somalia. 32 S. Ministry of Minerals and Water Res., Mogadishu.
- SANTAREN, J., J. SANZ & E. RUIZ-HITZKY (1990): Structural Fluorine in Sepiolite. Clays and Clay Minerals Vol. 38, No.1, S. 63-68.
- SINGER, A. & E. GALAN (1984): Palygorskite - Sepiolite - Occurrences, genesis and uses. 340 S. Elsevier, Amsterdam.
- STAHR, K.M. ZAREI & R. JAHN (1990): Autigene Sepiolithbildung im Gebiet von El Bur (Zentral-Somalia) Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 62 S. 147-150.

Probleme des Bodens  
für die Ökologie und Ökonomie  
in den Entwicklungsländern



Tonminerale und Standortseigenschaften in einer Kleinlandschaft  
im Osten von Burkina Faso/Westafrika

von

K. E. Bleich\*), U. Michels\*) und K.-H. Papenfuß\*)

Bei der Kartierung einer Kleinlandschaft in Ost-Burkina Faso (Versuchsgelände der IN-ERA südlich Fada n'Gourma, ca. 890 mm/28° C) wurde eine im wesentlichen zweiphasige Bodenbildung ersichtlich: Aus einer feucht-tropischen Phase stammt eine massive löchrige Kruste aus Eisenoxiden, die seitlich in eine tonige, nach unten dicht gepackte Lage aus harten runden Oxidkonkretionen übergeht und in einer breiten Tonzone endet. Darüber liegen im Hochflächenbereich mit unregelmäßig verteilter Mächtigkeit humose und gebleichte Sande, die als Dünenrelikte einer ariden Phase gedeutet werden und vor allem im Bereich der Tonzone lehmige Übergänge zeigen. Eine Vermischung wäre dann basisnah bei äolischer Umlagerung, oberflächlich bei erneuter Verschwemmung und lokal nachweisbar durch Termitentätigkeit erfolgt. Im Hinblick auf eine mögliche Tonverlagerung (die aber die Verschiedenheit von Ober- und Unterböden nicht erklären kann) wurden im Hochflächenbereich neben Plinthosols auch Acrisols (aufgrund der im Gelände ermittelten pH-Werte) und Planosols ausgegliedert, in der Senke (mit hohem Grundwasserstand) Gleysols, während Vertic Cambisols und Gleyic Arenosols randlich nur kleinflächig auftreten.

Der Schwerpunkt der Ackernutzung liegt auf Ferric Acrisols und Dystric Planosols, die als tiefgründig eingestuft wurden, aber nur mittelgründig gut durchwurzelbar sind. Ihre Wasserspeicherung wird bei hohen Sandgehalten im Oberboden wie auch hohen Tongehalten im Unterboden etwas beeinträchtigt; sie sind aber in der Vegetationsperiode als mäßig frisch bis frisch einzustufen. Mehr am Rande des Nutzungsbereichs liegen die Plinthosols, mittel- bis flachgründige Böden (übergehend in Regosols), deren sandige Lagen zwar gut durchwurzelbar sind (an Oxidkrusten mit scharfer Untergrenze), aber häufig trocken. Auch der Vertic Cambisol neigt zu scharfer Austrocknung und ist zudem nur mäßig durchwurzelbar. Allgemein kennzeichnet die Hochflächenböden saisonal unterschiedliche, aber (von einzelnen Planosol-Unterböden abgesehen) überwiegend gute Durchlüftung. - Die durchweg flachgründigen Gleysols der Senke werden nur im Randbereich genutzt. Deren Durchwurzelbarkeit, Wasserspeicherung und Durchlüftung sind zwar bei tiefstehendem Grundwasser etwas verbessert durch polyedrische Aggregation, die bis in den ständig nassen, reduzierten Unterboden reicht; jedoch herrscht hier gerade während der Vegetationsperiode Luftmangel. - Alle genutzten Böden wurden als mehr oder minder nährstoffarm angesehen; P-Festlegung als Eisenphosphat wurde für jene Böden angenommen, bei denen die Kruste in geringer Tiefe ansteht.

\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310) der Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70, Postfach 70 05 62

Zur Untersuchung im Labor wurden folgende Böden beprobt: 1 Albic Plinthosol, petro-ferric phase, 1 Mollic Planosol, abrupt textural change, 1 Albic Plinthosol, abrupt textural change, skeletal phase und 1 Dystric Gleysol mit stark voneinander abweichenden Eigenschaften. Im Hinblick auf die beobachtete Zweiphasigkeit der Bodenentwicklung wurde geprüft, ob ein Verwitterungsunterschied in der Tonfraktion erkennbar ist; daraus könnte eine Zufuhr frischer Tonminerale oder Silikate (Glimmer, Feldspäte) bei der Sandanwehung hergeleitet werden. Außerdem war fraglich, ob die Tonsenke zu jener Zeit bereits bestand oder ob junge laterale Umlagerung einen wesentlichen Anteil hat. Auch sollte ermittelt werden, wie Nährstoffversorgung und Kationenaustausch mit dem Tonmineralbestand zusammenhängen. Die Untersuchung ergab, daß die Tonminerale in den Unterböden, die aus der feucht-tropischen Phase stammen, zu 90 % und mehr aus Kaolinit bestehen; der Rest sind Illit und dessen Wechsellagerungsminerale mit Smectit und Chlorit. In der reinen Sandlage des 1. Profils steigt dieser Rest auf 16 % an; außerdem tritt im tieferen Oberboden Smectit auf. Die sandigen Oberböden im 2. und 3. Profil zeigen abgeschwächt dieselbe Tendenz; im 4. ist Smectit gerade noch erkennbar (der Anteil der jungen Umlagerung ist somit gering). Die Basensättigung ist fast durchweg hoch ("dystric" ist daher durch "eutric" zu ersetzen; die "Acrisols" sind besser als "Lixisols" zu bezeichnen). Sie wird in den tonreichen Horizonten mehr durch  $Ca_a$  als durch  $Mg_a$  bestimmt, während in den Sandhorizonten  $Ca_a$  dominiert;  $K_a$  spielt nirgendwo,  $Na_a$  nur in der Senke eine (unbedeutende) Rolle. Demgegenüber liegt die Konzentration an Gesamt-K um eine Zehnerpotenz über der von  $Mg_t$  und  $Ca_t$  in den sandigeren, um das drei- bis fünffache in den tonreichen Horizonten; das Verhältnis von K : Zr ist in den Profilen recht konstant. Unterschiede zwischen den Profilen lassen sich durch nutzungsbedingten K-Entzug erklären, ein Anstieg des Verhältnisses (wie im Gleysol-Oberboden) durch die Zufuhr von frischem Material; am ehesten kommt dafür Wüstenstaub in Frage.

Vertikale Verlagerung könnte bei den drei Plateauprofilen aus dem parallelen Kurvenverlauf von  $Al_t$ ,  $Fe_t$  und Ti hergeleitet werden; besonders beim 2. und 3. Profil ist jedoch schwer abzuschätzen, wieviel allein durch primäre Tongehaltsunterschiede bedingt ist. Im Senkenprofil spielt jedoch weder das eine noch das andere eine Rolle, so daß die Erhöhung des Verhältnisses von Al : Ti zum AhGo-Horizont hin auf eine Al-Anreicherung deutet, die mit einer solchen von Eisenoxiden (vgl.  $Fe_t$  und  $Fe_{OG}$ ) einher geht. Da das Mn-Maximum oberhalb liegt und mit dem  $Fe_O$ -Maximum zusammenfällt, ist ein Anstieg des Grundwasserspiegels in neuerer Zeit anzunehmen, der wohl auf die Anlage tiefer Entwässerungsgräben im Versuchsgelände zurückzuführen ist. Die ungewöhnlich tiefreichende Strukturentwicklung fände damit eine einleuchtende Erklärung. Aufgrund der hohen Al-Gehalte im Unterboden wurde Al-Toxizität vermutet; jedoch ist einerseits der Anteil an  $Al_a$  unmeßbar gering und andererseits gerade hohe Al-Konzentration aus den Tonmineralen herleitbar, wie eine Überschlagsrechnung ergab. Gefährdet sind vielmehr die tonarmen Sandhorizonte mit gleichzeitig tiefem pH.





**Gründüngung mit stengelknöllchenbildenden, N<sub>2</sub>-fixierenden Leguminosen  
*Sesbania rostrata* und *Aeschynomene afraspera* als Möglichkeit zur  
Erhaltung der Standortproduktivität ("Fruchtbarkeit") im Naßreisbau**

von

Diekmann, K.H., J.C.G. Ottow<sup>+</sup>) und S.K. De Datta<sup>++</sup>)

Maßnahmen zur Erhaltung und Steigerung der Erträge im Naßreisbau müssen die langfristige, umweltschonende Erhaltung der Standortproduktivität ("Bodenfruchtbarkeit") zum Ziel haben. Einseitige, langjährige Mineral-N-Düngung kann auf bestimmten marginalen Standorten der humiden Tropen (Oxi- und Ultisole) zur Verschlechterung der chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften und der N-Aufnahme führen. Darüberhinaus sind die Preise für Mineral-N-Dünger als Folge der Rohstoffverteuerung in den letzten Jahren stark gestiegen. Infolgedessen ist es insbesondere die Low-input Wirtschaftsweise, welche auf marginalen Böden nach preisgünstigen und produktivitätsfördernden Strategien sucht. Vor diesem Hintergrund stellt die Gründüngung (GD) mit N<sub>2</sub>-fixierenden Leguminosen eine sinnvolle Alternative oder Ergänzung zur Mineral-N-Düngung dar, weil die Einarbeitung von organischem Material auf Dauer zum einen die chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften verbessert, zum anderen auch Kosten für Mineral-N einsparen kann. Zusätzlich ließe sich eine geringe Mineral-N-Düngung mit einer GD kombinieren, um Verluste aus der Mineraldüngung durch N-Immobilisierung in der Biomasse zu vermindern. Vor allem der integrierte Einsatz von GD und Mineral-N dürfte heute zunehmend an Bedeutung gewinnen, da durch dieses Vorgehen sowohl die wirtschaftlichen Bedürfnisse kleinerer, reisanbauender Betriebe, als auch die langfristigen ökologischen Erfordernisse besser erfüllt werden könnten. Eine solche Strategie setzt genaue und umfassende Kenntnisse über die N-Dynamik und -Verfügbarkeit in verschiedenen Reisböden voraus. Dies gilt insbesondere für die neuen, N<sub>2</sub>-bindenden Leguminosen *Sesbania rostrata* und *Aeschynomene afraspera*. Beide Pflanzenarten bilden N<sub>2</sub>-fixierende Stengel- und Wurzelknöllchen, tolerieren Wasserüberstau und scheinen relativ große N-Mengen während einer kurzen Wachstumszeit zu binden. Dies trifft selbst für die reduzierten Bodenbedingungen zu, wie sie für Naßreis üblich sind (Becker et al., 1986; Ottow et al., 1987; Becker et al., 1990 und 1991; Diekmann, 1992; Diekmann et al., 1992).

<sup>+</sup>) Justus-Liebig-Universität Giessen, Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, Senckenbergstr. 3, D-6300 Giessen, Germany.

<sup>++</sup>) Agronomy-Physiology-Agroecology Division, The International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines, P.O. Box 933 Manila.

In einem gemeinsamen Forschungsprojekt wurde am International Rice Research Institute in Los Baños/Philippinen die

- Ermittlung des N-Anreicherungsvermögens von *S. rostrata* und *A. afraspera* im Felde auf Standorten unterschiedlicher Qualität,
  - N-Mineralisierung und Ertragsentwicklung von Naßreis nach Einarbeitung der o. g. Biomasse,
  - N-15-Bilanzierung im System Boden-Pflanze, und
  - Quantifizierung des Nachwirkungseffektes auf die nachfolgende Reisfrucht
- In das Zentrum der Untersuchungen gestellt.

### Material und Methoden

Während der Regenzeit (RZ) 1987, der Trockenzeit (TZ) und RZ 1988 wurden auf den Philippinen auf vier verschiedenen Standorten in Zentral-Luzon (Floridablanca, San Manuel, Tarlac und Maligaya) und am International Rice Research Institute (IRRI) Feldversuche zur GD vor Naßreis (IR 64) durchgeführt. Die zur GD verwendeten Leguminosen (*Sesbania rostrata* und *A. afraspera*) wurden für eine Vegetationsdauer von 49 (1987) bzw. 42 Tagen (1988) angebaut. Die GD wurde entweder *in situ* kultiviert, zerkleinert und unmittelbar eingearbeitet (Floridablanca, San Manuel, Tarlac, IRRI; RZ 1987 und TZ 1988) oder auf einem nahe der Versuchsfläche gelegenen Feld angebaut, geerntet und zu den Versuchspartellen transportiert und dort eingearbeitet (Maligaya, TZ und RZ 1988). Als Vergleich zur GD diente eine mineralische N-Düngung (Harnstoff). In regelmäßigen Abständen wurden während der Vegetationsperiode von IR 64 Pflanzen-, Boden- und Überstauwasserproben aus den Minipartellen (34 m<sup>2</sup>) der Feldversuche gewonnen, um den Einfluß der o. g. GD-Pflanzen auf die N-Dynamik und Ertragsentwicklung von Naßreis zu analysieren. Durch die Verwendung von <sup>15</sup>N-markierter Biomasse in Form von *S. rostrata* und *A. afraspera* (Markieren der Pflanzen in Nährlösungskultur am IRRI) und <sup>15</sup>N-markiertem Harnstoff wurde dem Verbleib von Düngungs-N unter Feldbedingungen in 0,8 m x 0,8 m Mikropartellen nachgegangen (Maligaya, TZ und RZ 1988). Zusätzlich wurde der Nachwirkungseffekt einer GD auf eine zweite Reisfolgefrucht mit in die Untersuchungen einbezogen (Maligaya, RZ 1988).

### Ergebnisse und Diskussion

In den Versuchsjahren 1987 und 1988 akkumulierte *S. rostrata* während der Langtagsbedingungen der RZ (>12 h Tageslänge) 110 bis 190 kg N ha<sup>-1</sup> bei einer Trockenmasseproduktion (TM) von 6 bis 10 Mg ha<sup>-1</sup> und während der Kurztagsbedingungen der TZ (<12 h Tageslänge) 50 bis 62 kg N ha<sup>-1</sup> (TM 1,7 bis 2 Mg ha<sup>-1</sup>). Der N-Ertrag von *A. afraspera* betrug 111 bis 196 kg N ha<sup>-1</sup> (TM 2,7 bis 6,2 Mg ha<sup>-1</sup>) in der RZ bzw. 74 bis 87 kg N ha<sup>-1</sup> (TM 1,7 bis 3,4 Mg ha<sup>-1</sup>) in der TZ. Unter den Kurztagsbedingungen während der TZ reduzierte sich somit die Biomassebildung und N-Anreicherung von *S. rostrata* bzw. *A. afraspera* um ca. 70 % bzw. 40 %. Durch beide zur GD eingesetzten Pflanzenarten konnten gegenüber der N<sub>0</sub>-Kontrolle (keine Zufuhr von Dünger-N) signifikante Reismehrerträge erzielt werden. Im Mittel der Standorte wurden während der RZ 1987 und 1988 Kornmehrer-

träge von 1,3 bis 1,9 Mg ha<sup>-1</sup> und während der TZ 1988 Kornmehrerträge von 2,2 bis 3,7 Mg ha<sup>-1</sup> erzielt. Mit der *S. rostrata*-GD wurde ein Reishöchstertag von 6,5 Mg ha<sup>-1</sup> (Floridablanca, RZ 1987) bzw. von 8,4 Mg ha<sup>-1</sup> (Maligaya; TZ 1988) erreicht. Mit der *A. afraspera*-GD lagen die Reiserträge im Mittel der Standorte um etwa 5 % niedriger. Durch die Zufuhr von N-Mengen >100 kg N ha<sup>-1</sup> als GD konnte das Reisertragsniveau nicht weiter erhöht werden. Folglich nahm die pflanzenbauliche Effizienz der GD mit steigender N-Zufuhr ab. Mit der GD konnte auf allen Versuchsstandorten sowohl während der RZ als auch während der TZ in den Versuchsjahren 1987 und 1988 ein mit der Mineral-N-Düngung vergleichbares Reisertragsniveau von 5 Mg ha<sup>-1</sup> (RZ) bzw 8 Mg ha<sup>-1</sup> (TZ) erreicht werden. Bei gleicher zugeführter N-Menge (90 kg N ha<sup>-1</sup> in der TZ und 60 kg N ha<sup>-1</sup> in der RZ) können sowohl eine *S. rostrata*- als auch eine *A. afraspera*-GD mit einer Mineral-N-Düngung in Form von Harnstoff konkurrieren. Eine sechswöchige Wachstumsdauer der GD-Leguminosen reicht somit aus, genügend N über die N<sub>2</sub>-Bindung zu akkumulieren, um nach Einarbeitung den N-Bedarf von Naßreis zu decken.

In den beiden Feldversuchen auf dem Standort Maligaya (TZ und RZ 1988) konnten durch die gemeinsame basale Gabe von organischer Substanz (2 Mg ha<sup>-1</sup> Biomasse) und Harnstoff (60 kg N ha<sup>-1</sup>) gegenüber der reinen Harnstoffdüngung die N-Verluste aus der Harnstoffdüngung signifikant um ca. 30 % erniedrigt werden. Folglich kann somit eine kombinierte Düngung (mineralisch + organisch) dazu beitragen, die gasförmigen NH<sub>3</sub>-Verluste aus der Mineraldüngung zu vermindern.

Die Kinetiken des austauschbaren NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N im Boden wurden nach der Einarbeitung der N-Grunddüngung während der Vegetationsperiode des Naßreises analysiert. Etwa 10 Tage nach Einarbeitung der GD erreichten die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Konzentrationen ihr Maximum mit bis zu 110 mg N kg<sup>-1</sup> (trockener Boden) und fielen danach infolge des N-Entzugs durch die Reispflanzen auf Werte von 4-10 mg kg<sup>-1</sup> ab. Die Ergebnisse zeigen, daß bei Bodentemperaturen, wie sie auf den Versuchsstandorten vorherrschten (Mittelwert: 35 °C), die Mineralisierung der gedüngten organischen Substanz mit engem C/N-Verhältnis (10-20) in Form von *S. rostrata* und *A. afraspera* schnell erfolgt und der N-Bedarf von Naßreis unter den gegebenen Boden- und Klimabedingungen gedeckt werden kann.

Die Gesamt-<sup>15</sup>N-Wiederfindungsraten lagen für die markierte GD im Mittel bei 90 % des applizierten N und bei 65 % für die markierte Harnstoffdüngung. Damit lag die N-Verlustrate aus der Düngung in den Harnstoffvarianten signifikant höher als in den GD-Varianten. Als Folge der raschen Harnstoffhydrolyse kam es - verglichen mit der GD - zu substantiellen N-Verlusten. Zum Zeitpunkt der Reisernte verblieben im Mittel der GD-Varianten etwa 45 % und im Mittel der Harnstoffvarianten etwa 25 % der gedüngten <sup>15</sup>N-Menge im Boden und in den Ernterückständen.

Eine zweite Reisfolgefrucht war in der Lage, beträchtliche N-Mengen aus dem Boden einer ehemals "grüingedüngten" Versuchsparzelle aufzuneh-

men. Der residuale GD-N führte dabei zu signifikant höheren N-Entzügen als der residuale Harnstoff-N (67 vs. 49 kg N ha<sup>-1</sup>) und hatte dadurch Kornmehrerträge gegenüber der N<sub>0</sub>-Kontroll- und Harnstoffvariante zur Folge (4,6 vs. 3,0 bzw. 3,2 Mg ha<sup>-1</sup>). Für Einzelheiten der Ergebnisse wird auf Becker et al. (1986, 1990, 1991) sowie auf Diekmann (1992) und Diekmann et al. (1992) verwiesen.

#### Ausblick und Forschungsbedarf

Der Einsatz von N<sub>2</sub>-bindenden Leguminosen als GD im tropischen Naßreisanbau muß in seiner Wirkung noch besser qualitativ und quantitativ erfaßbar und vorhersagbar sein. Nur so läßt sich eine GD - ähnlich wie eine Mineraldüngung - sinnvoll in die bestehenden Reisanbausysteme integrieren. Desweiteren müssen andere Aspekte bezüglich der Nutzung der GD-Leguminosen *S. rostrata* und *A. afraspera* berücksichtigt werden, wie z. B. die Selektion von Rhizobium-Stämmen für maximale biologische N<sub>2</sub>-Fixierung und der Bedarf der Leguminosen für P, K, Mo und Co, speziell auf Marginalböden mit geringer Bodenfruchtbarkeit. Weiterhin werden Faktoren, wie z. B. die Krankheitsresistenz der Leguminosen, der Arbeitskraftbedarf für den Anbau und die Einarbeitung der GD, die Verfügbarkeit von Saatgut, die ökonomische Durchführbarkeit und die Akzeptanz durch den Reisfarmer die Zukunft von GD-Pflanzen wie *S. rostrata* und *A. afraspera* bestimmen. In der Abhängigkeit vom Standort sollten auch alternative, zur GD geeignete Leguminosenarten im Reisanbau getestet werden.

Wir danken der Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn, für die Finanzierung des Forschungsprojektes.

#### Literatur

- Becker, M., D. Alazard, und J.C.G. Ottow. 1986. Mineral nitrogen effect on nodulation and nitrogen fixation of the stem-nodulating legume *Aeschynomene afraspera*. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149: 485-491.
- Becker, M., J.K. Ladha, und J.C.G. Ottow. 1990. Growth and N<sub>2</sub>-fixation of two stem-nodulating legumes and their effect as green manure on lowland rice. Soil Biol. Biochem. 22: 1109-1119.
- Becker, M., K.H. Diekmann, J.K. Ladha, S.K. De Datta und J.C.G. Ottow. 1991. Effect of NPK on growth and nitrogen fixation of *Sesbania rostrata* as a green manure for lowland rice (*Oryza sativa* L.). Plant and Soil 132: 149-158.
- Diekmann, K.H. 1992. Einfluß einer Gründüngung mit stengelknöllchenbildenden Leguminosen (*Sesbania rostrata* und *Aeschynomene afraspera*) auf die Ertragsbildung und Stickstoffdynamik im Naßreis (*Oryza sativa* L.). Dissertation, Fachbereich Agrarwissenschaften, Universität Gießen.
- Diekmann, K.H., S.K. De Datta and J.C.G. Ottow. 1992. Nitrogen-15 balances in lowland rice as affected by green manure and urea amendment. Plant and Soil (submitted for publication).
- Ottow, J.C.G., M. Becker, K. Dittert, und K.H. Diekmann. 1987. Biologie und Einsatzmöglichkeiten stickstofffixierender und stengelknöllchenbildender Leguminosen in den Tropen. Spiegel der Forschung 6: 21-25.

## **Böden und Bodendynamik unter zunehmender Aridität auf dem Kalksteinplateau in Nordwestägypten**

von Jürgen Gauer und Karl Stahr

**Untersuchungsgebiet:** Transekt von der nordwestlichen Mittelmeerküste Ägyptens - nahe bei Mersa Matrûh - bis zur 140 km südlich gelegenen Qattâra Depression

**Geologie - Geomorphologie:** miozänes Plateau aus Kalksteinen, Dolomiten und seltener Mergeln - Höhenniveau im Zentrum um 200 mÜNN

- in der quartären/pliozänen Küstenzone im Norden Überprägung des Plateaus durch postmiozäne Meerestransgressionen und schwache Tektonik, treppt dort über eine Folge küstenparalleler Abrasionsflächen auf Meeresniveau ab
- in der Küstenzone Überlagerung der anstehenden Kalke mit äolischer Deckschicht aus der Nettoakkumulation von Flugsanden/Wüstenlöß - bestimmendes Ausgangssubstrat der Bodenentwicklung bis weit nach Süden ins Libysche Plateau hinein; Textur: sandiger Lehm bis lehmiger Sand (carbonathaltig)
- im Süden Steilabfall von 160 mÜNN auf -50 mÜNN in die Qattâra Depression

**Geomorphologische Einheiten - Bodenlandschaften:** Quartäre Küstenzone (Küstenebene, Inlandebene, Nördliche Hochebenen); eigentliches Libysches Plateau oder Marmarica (Nördliche Schichtstufenlandschaft, Zentrale Schichtstufenlandschaft, Südliche Tafelberge, Qattâra Randplateau); Qattâra Depression

**Klima:** Matrûh - 140 mm Niederschlag, Winterregen, starke Niederschlagsfluktuation (20-400 mm), - 19.2 C° Jahresmitteltemperatur, starker Meereseinfluß; Siwa (230 km südlicher) - 9,5 mm Niederschlag, 21,7 C° JMT, kontinentaler aber noch Meereseinfluß; Qattâra Randplateau - ca. 25 mm (Cairo 22 mm)

**Bodengesellschaften:** generell Yermic phase; **Küstenebene:** Sabkhas (Gleyic Solonchak); **höhere Lagen der Küstenebene, Inlandebene und Nördlichen Hochebenen:** (Luvi) Petric Calcisols als Flächenböden, Luvic Calcisols als Senkenböden, auf den Nördlichen Hochebenen, zunehmend von jungem Flugsand begraben; **Libysches Plateau:** Lithic Leptosols (Flächenböden), Calcic Cambisols (in Rinnen), Takyri Calcic Cambisol / Takyri Natric Solonchak (Playas), Gypsic Solonchaks (Pedimentflächen); **Qattâra Randplateau:** salzhaltige Lithic Leptosols bis gipshaltige Haplic Solonchaks; **Qattâra Depression:** Sabkhas (Gleyic Solonchak)

Wie unter humiden Klimaten wird auch unter ariden Klimaten die Bodenbildung durch Wasser - Niederschlag - gesteuert. Mit zunehmender Aridität wird die Bilanz aus atmosphärischem Stoffeintrag, Stoffbildung durch Verwitterung und dem Stoffaustag mit dem Sickerwasser positiv, das heißt, es kommt zur Anreicherung. Besonders deutlich wird dies an den Salzen - die sich in der Reihenfolge Carbonate - Gips - leicht lösliche Salze anreichern, bzw. deren Anreicherungshorizonte in immer geringerer Tiefe anstehen. In Israel setzt stärkere Salzanreicherung unterhalb der 220 mm Isohyte ein (DAN & YAALON 1982). Im Untersuchungsgebiet ist zwischen Flächenböden - bei vorherrschend ebenem Gelände ausschließlich vom Niederschlag abhängig - und Senkenböden - mit der Möglichkeit von Zuschußwasser - zu unterscheiden (GAUER 1991).

In der Küstenzone fallen die Flächenböden durch Salzarmut auf. Die etwas höheren Gehalte der Inlandebene sind auf die nahe See zurückzuführen. Nur in Geländepositionen mit stärkerem Relief treten Solonchake mit Salzanreicherungshorizonten auf. Die eigentliche Salzanreicherung findet aber unterhalb den Kalkkrusten statt, die im fortgeschrittenen Stadium als Durchfeuchtungsbarriere wirken. Es überwiegt NaHCO<sub>3</sub>, meist in Verbindung mit einer Sodic Phase. Mit steigendem Salzgehalt nimmt Clorid zu.

In den **Senkencentren** setzt stärkere Salzzakkumulation im tieferen Unterboden ein. Bereits vorher erfolgt ein deutlicher Anstieg des austauschbaren Na. Nach israelischen Beobachtungen wird die Tiefenlage des Salzmaximums von niederschlagsreichen Jahr bestimmt, der Anstieg von austauschbarem Natrium (ESP) auf Werte über 10% fällt mit der Durchfeuchtungstiefe in einem normalen Jahr zusammen. Danach läßt sich aus der Tiefenlage der einsetzenden, stärkeren Versalzung ein Wassereintragsmaximum um 300 mm in den Senkencentren der Inlandebene abschätzen, bzw. 150-200 mm auf den Nördlichen Hochebenen. Diese Werte liegen im Rahmen der maximalen Niederschläge, der Zufluß von Oberflächenwasser ist demnach nur gering. Anders die **rändlichen Senkenböden**. Sowohl in der Inlandebene wie auf den Nördlichen Hochebenen weisen diese Böden keine Salzzakkumulation bis in größere Tiefe auf, auch die relative Natriumbelegung bleibt gering. Offensichtlich versickert Oberflächenwasser von den umliegenden Plateauflächen bereits im Randbereich.

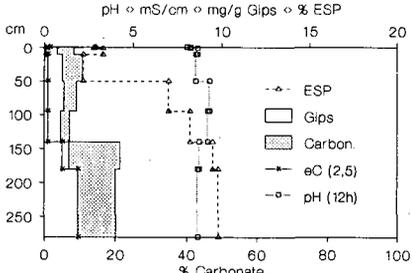
Während also Salzdynamik in der **Küstenzone** von untergeordneter Bedeutung ist, ist **Kalkverlagerung und -anreicherung** der wichtigste Bodenbildungsprozeß. Die Kalkdynamik erreicht dabei zwei Intensitätsstufen.

In den **Senkenböden** erreicht sie das Stadium diffuser Kalkanreicherung und Konkretionen. Kalkkrusten erscheinen nur vereinzelt im Initialstadium als dünnes Bändchen. Die Hauptanreicherung setzt in der Inlandebene in 140 cm Tiefe - über der Salzanreicherung - mit über 20% Kalk ein. Am Senkenrand setzt die Hauptanreicherung in gleicher Tiefe ein, das Maximum liegt aber tiefer. Auf den Nördlichen Hochebenen ist die Tiefenlage durch jüngere Flugsandüberschüttung verfälscht. In weniger beeinflussten Senken setzt sie um 80 cm Tiefe ein und kann bis 50%  $\text{CaCO}_3$  erreichen. In **Flächenböden** gewinnt der Prozeß der Carbonatisierung an Intensität und hat zur Kalkkrustenbildung geführt. Die Kalkkrusten aus 65-80%  $\text{CaCO}_3$  befinden sich in einem weit fortgeschrittenen Stadium (RUELLAN 1971); charakteristisch ist Versteinerung und die laminare Rinde. Die Tiefenlage und Mächtigkeit nimmt in erosionsunbeeinflusster Lage nach Süden hin ab. Im Norden hat sie sich in der Decklage entwickelt, während sie sich im Süden zum Teil direkt aus den anstehenden Kalksteinen entwickelte.

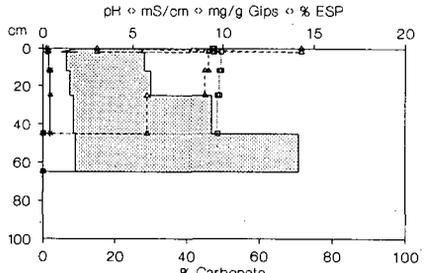
Eine **Bilanzierung** der verlagerten Kalkmengen ist **problematisch**, da der Kalkgehalt des geschichteten Ausgangssubstrates unbekannt ist. Eine grobe Näherung über Annahme eines homogenen, mittleren Kalkgehaltes ergibt für Senkenböden der Inlandebene 140-170  $\text{kg/m}^2$  verlagertes  $\text{CaCO}_3$  bis Aufschlußtiefe, in einem Flächenprofil mit Kalkkruste allerdings 560  $\text{kg/m}^2$ , in den Senkenböden der Nördlichen Hochebenen 100  $\text{kg/m}^2$  und den dortigen Flächenböden 200-130  $\text{kg/m}^2$ . Diese Mengen sind aus den Oberböden - bei unterstellten Carbonatgehalten wie sie rezent in Flugsanden und Playasedimenten vorkommen - nicht erklärbar, zumal es nie zur vollständigen Entkalkung der Oberböden kam. Die Kalkanreicherung ist offensichtlich ein Prozeß, der im Zusammenhang mit der Entstehung der Decklage gesehen werden muß. Diese ist das Ergebnis einer langsamen Nettoakkumulation von auf der Oberfläche transportierten Flugsanden und Lössen, mit einer selektiven Anreicherung (Tonverlagerung) von Feinmaterial und besonders von  $\text{CaCO}_3$  durch Anlösung später weitertransportierten Materials. Das Ergebnis einer Simulation der Anreicherung nach einem Kompartimentmodell (Abb.6) zeigt, daß unter den rezenten Klimabedingungen (10-100/55 mm versickerungswirksamer Niederschlag) eine realen Profilen ähnliche  $\text{CaCO}_3$ -Tiefenfunktion innerhalb von 50000 Jahren erzeugt werden kann (Annahmen in GAUER 1991).

Im **Libyschen Plateau** - 30 km südlich der Küste - klingt die **Kalkdynamik** rasch aus, südlich lassen sich keine Formen von Kalkverlagerung und Anreicherung mehr nachweisen.

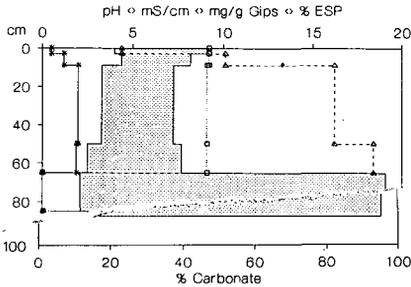
Auf den **Schichtflächen** nehmen die **Salzgehalte** der Leptosole zu, bleiben im Vergleich zu israelischen Reg-soils aber immer noch gering. Die Flachgründigkeit in Verbindung mit der groben Textur und dem durchlässigen Gestein läßt eine Auswaschung in das Gestein zu. Eine Reihung nach zunehmenden Salzgehalten entsprechend abnehmendem Niederschlag ist nicht möglich. So kommen auch 120 km südlich der Küste noch kleinstandörtlich salzarme Böden vor - ohne daß eine begünstigende Relieflage erkennbar ist. Sehr salz- und gipsreich - überwiegend lithogenen Ursprungs - sind dagegen die **Fuß- und Pedimentflächen**



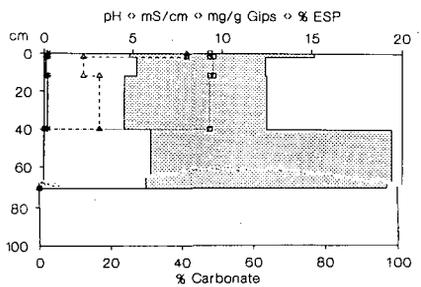
1:P Garāwla (Senkenzentrum) - Küstenzone



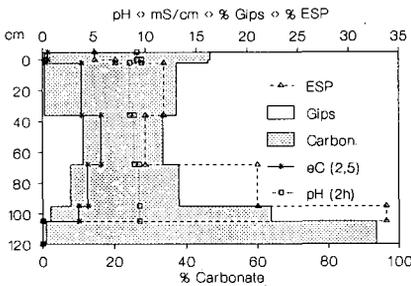
2:P Haggag (Flächenboden) - Küstenzone



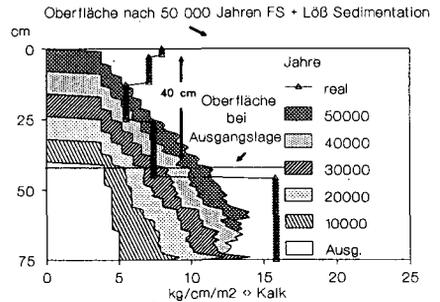
3:P Mukhalyat (Playa) - Libysches Plateau



4:P Deir (Hochfl.) - Libysches Plateau



5:P Hafiz (Playa) - Gattāra Randplateau



6: Simulationsergebnis

Abb.1-5: pH(H<sub>2</sub>O),-EC 1-2,5 Extr., ESP, Carbonat und Gips

Abb.6: Kalkulation über Kalk- und Sedimentanreicherung

der Schichtstufen. Das Salzmaximum liegt in der Zersatzzone der anstehenden Kalke (Dolomite). Durch Salzverwitterung entsteht ein äußerst erosionsanfälliges grusig-schluffiges Substrat. Dessen Auswehung führt zur Bildung der zahlreichen kleinen Depressionen und ist gleichzeitig eine (dolomithaltige) Löß-Quelle.

Im nördlichen Bereich des Libyschen Plateaus sind die **Senkenböden (Playas)** trotz schwerer Textur bis zur Entwicklungstiefe salzarm. Eine mäßige Versalzung der Playas - verbunden mit höherer Na-Sättigung - setzt erst 50 km von der Küste ein. Stärkere Versalzung wird durch Auswehung von Salz mit Feinmaterial der Oberfläche verhindert. Die gröber texturierten Zuflußrinnen sind dagegen völlig salzfrei. Vorwiegend schluffige Playas weiter südlich sind ebenfalls salzarm.

Auf dem **Qattāra Randplateau** ist dagegen die gesamte Bodenlandschaft durch hohe Salz- und Gipsgehalte geprägt, die Differenzen zwischen Senken- und Flächenböden verwischen. Die Salzabfolge ist noch typisch für deszendierende Wasserbewegung, der überwiegende Teil der Salzgehalte ist aber lithogenen Ursprungs. Allocton sind die Salzgehalte in tertiären Flußsedimenten. Altersschätzungen nach israelischen Werten für atmosphärischen Salzeintrag ergeben Altersspannen zwischen 11000-54000 Jahren. Nach jüngeren Depositionsmessungen von RUCK (1989) ist die Anreicherung dagegen auch in wenigen 1000 Jahren möglich. Die Anreicherung von sekundärem Gips in dieser Landschaft spricht für eine relativ stabile Oberfläche. Die Tiefenlage des Gipses paßt zu dem geschätzten Niederschlag um 25-30 mm.

**Fazit:** Das Einsetzen von **Carbonatisierung** markiert im Untersuchungsgebiet die Grenze zwischen pedologischer Halb- und Vollwüste. Sie deckt sich mit der botanischen Grenze. Die weit fortgeschrittene Kalkkrustenbildung belegt lange stabile Bildungszeiträume, Indizien für eine Grenzverschiebung während der quartären Pluvialzeiten fehlen.

Unter den bodenphysikalischen Bedingungen des Untersuchungsgebietes - mittlere - grobe Textur, hohes Grobporenvolumen und Wasserleitfähigkeit, flachgründige Böden - setzt eine flächige **Versalzung** erst spät, das heißt bei bereits sehr geringen Niederschlägen um 50 mm ein. Sie markiert deshalb bereits Vollwüstencharakter. Flächig hohe Salzgehalte (wie Gipsgehalte) markieren bereits einen sehr bis extrem ariden Bereich. Sie sind deshalb im Untersuchungsgebiet nicht als Unterscheidungsmerkmal für die Abgrenzung von Halbwüste und Vollwüste geeignet, sondern eher ein Merkmal zur Feingliederung der Vollwüste.

#### LITERATUR:

- DAN, J. & D.H.YAALON (1982): Automorphic saline soils in Israel. - CATENA SUPPLEMENT, 1, 103-115, Braunschweig.
- GAUER, J. (1991): Bodenentwicklung und Bodengesellschaften vom Mittelmeer zur Qattara Depression in Nordwestägypten. - Berliner geowiss. Abh., (A), 136, 171 S., Berlin.
- RUELLAN, A. (1971): Contribution à la connaissance des sols des régions méditerranées: les sols à profil calcaire différencié des plaines de la Basse Moulouya (Maroc Oriental). - ORSTOM, 302 S., Paris.
- YAALON, D.H. (1987): Sahara dust and desert loess: effect on surrounding Soils. - Journal of African Earth Sciences, Vol.6, No.4, 569-571, London.

Entstehung und Standortseigenschaften von Böden aus Granit im Norden Ghanas (Westafrika)

von  
Siegmar Jaensch<sup>\*</sup>), Hans-Karl Hauffe<sup>\*\*</sup>) und Karl Stahr<sup>\*</sup>)

1. Einleitung

Die Kenntnis des regionalen Bodenmusters und der Standorteigenschaften der vorherrschenden Bodenformen ist für die Beratungsaufgaben einer landwirtschaftlichen Versuchsstation auch in einem Entwicklungsland wie Ghana ein unerläßliches Hilfsmittel. Vor diesem Hintergrund wurde auf einer Versuchsstation im äußersten Nordosten des Landes eine Catena aus Granit, die als typisch für die Region gelten kann, entsprechend beprobt und untersucht. Die Station gehört zur Nyankpala Agricultural Experiment Station, einem gemeinsamen Projekt der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) und dem Crops Research Institute (Ghana). Für das Stationsgelände wie auch für die Region lagen bereits Bodenkarten von ADU (1960, 1969) vor.

2. Bodenentwicklung

Nach der Einteilung von Köppen hat das Gebiet ein Aw-Klima mit monomodaler Regenverteilung (Mai bis Oktober) und durchschnittlich 992 mm Jahresniederschlag.

An einem nach Süden exponierten, etwa 2 % geneigten Hang von ungefähr 1,5 km Länge hat sich eine Catena aus folgenden (nach FAO-Klassifikation bezeichneten) Böden entwickelt (Abb. 1 u. 2): am Oberhang sind dies chromic Luvisols (P1) unter Wald, die aufgrund ihrer geringen KAK (nur wenig über 24 cmol/kg Ton) und geringen Basensättigung (51 % im B<sub>t</sub>) den Acrisols sehr nahe stehen sowie haplic Lixisols (P2) unter Acker; am oberen Mittelhang sind es ferric Lixisols (P4) unter Acker; am unteren Mittelhang eutric Plinthosols (P5) unter extensiv-Weide; am Unterhang eutric Fluvisols (P6) und in der Talsenke ein dystric Gleysol (P7), die beide während der Regenzeit periodisch überflutet sind und somit als inundic phase ausgewiesen werden. Beide werden zum Reisanbau genutzt.

Starkregen, Strukturlosigkeit der Oberböden und die sich daraus ergebende Verschlammungsneigung sowie die traditionelle Landnutzung mit weitgehendem Abräumen oder Abbrennen der Ernterückstände führen zu starkem Oberflächenabfluß mit deutlicher Erosionswirkung. Die Flächenerosion am Oberhang verjüngt die dortigen Böden und bewirkt eine Aufsandung am Mittelhang. An Geländekanten im weiteren Hang hat Erosion den Plinthosol zum Teil geköpft, den Plinthit freigelegt und die Entstehung eines Ironpan gefördert. Am Unterhang sind ein sandig-schluffiges Kolluvium und in der Talsenke toniges Alluvium Ausgangsmaterial für den Fluvi- bzw. den Gleysol. In den Unterböden der Hangprofilen lassen sich deutlich erkennbare Toncutane an Wänden grober Poren auf Verlagerung von (überwiegend kaolinitischem Ton nach RBA) schließen. Rezente Tonverlagerung trotz deutlicher Versauerung ist möglich, da Austausch-Al fehlt. Die Oberhangböden sind deutlich entbast, die Mittelhangböden mit Basen fast gesättigt und die Unterhang- und Talböden wieder deutlich versauert mit Al-Freisetzung im Gleysol. Ebenfalls durch Zufuhr mit Hangzugwasser sind Sesquioxide (Mn, Fe > Al) im Plinthit und im Ironpan am Mittelhang angereichert worden.

<sup>\*</sup>) Institut f. Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim

<sup>\*\*</sup>) Landesanstalt f. Umweltschutz (LfU), Karlsruhe

Abb. 1: Schematischer Hanglängsschnitt

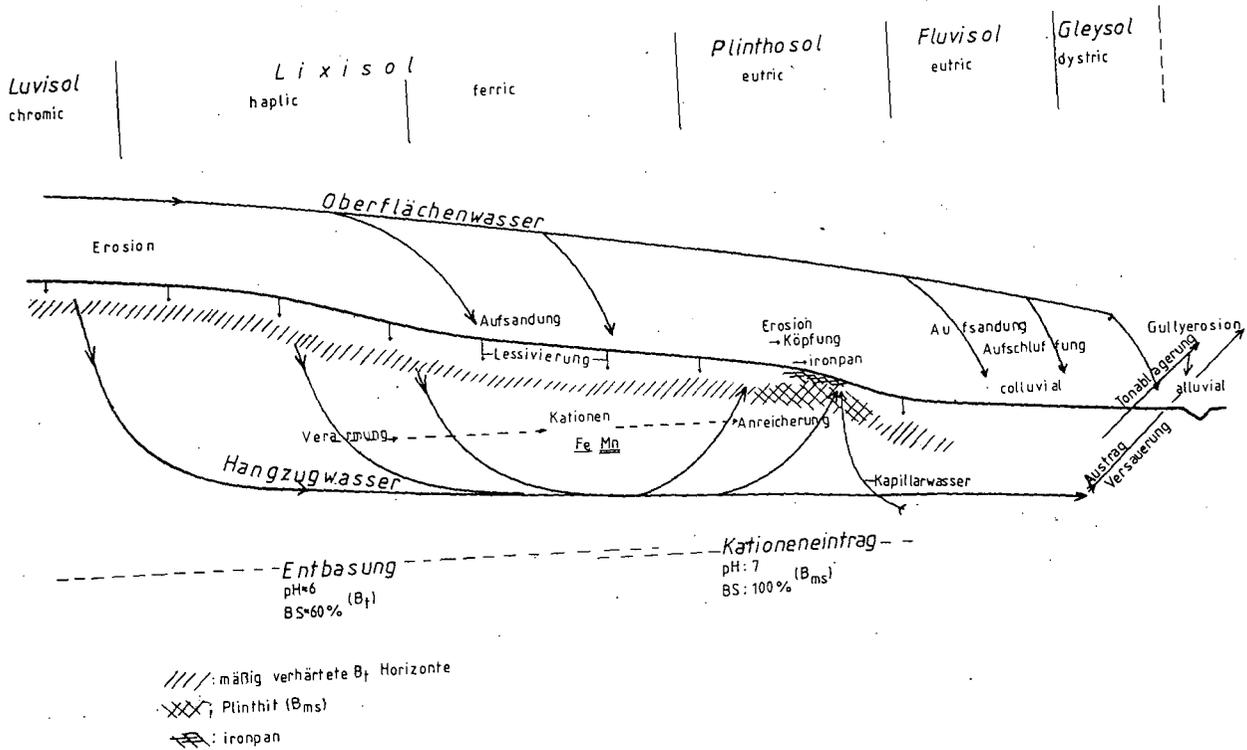
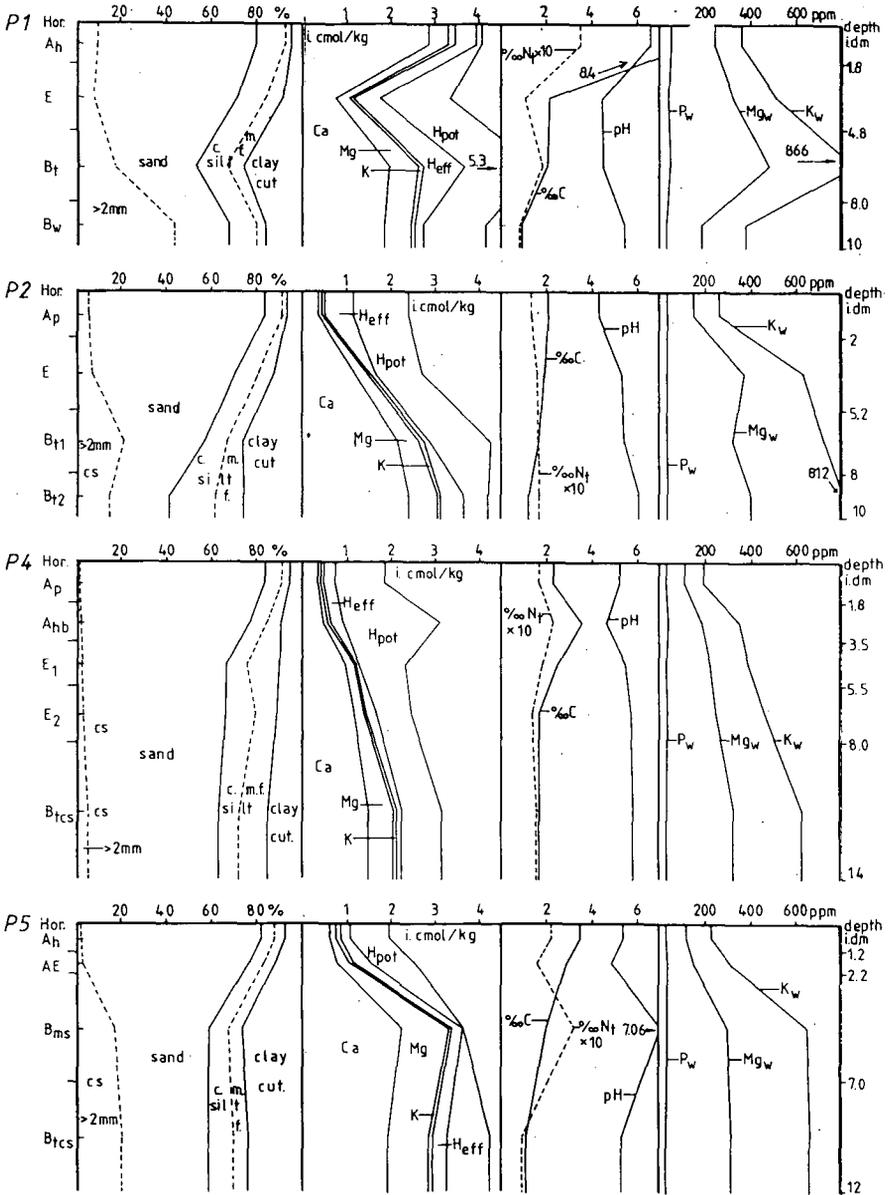
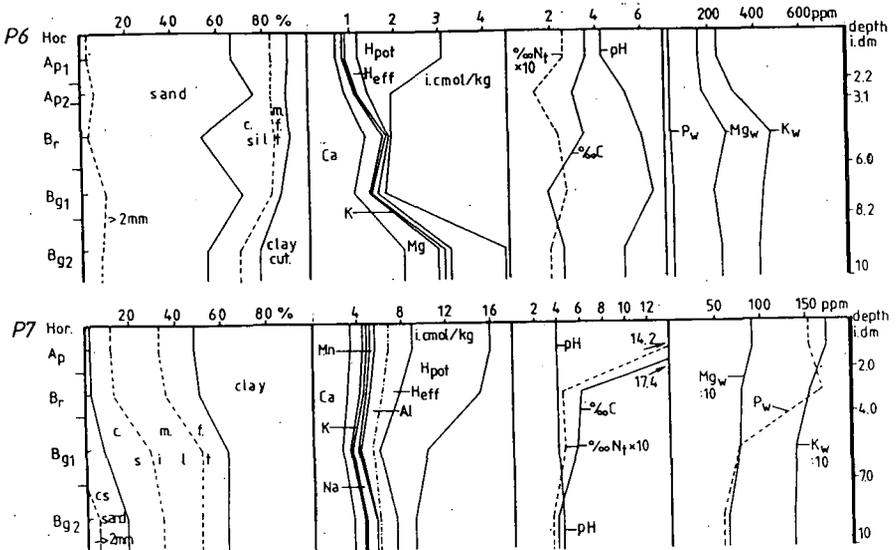


Abb. 2: Profiltiefenfunktionen einiger Parameter





cs:Fe-Mn Konkretionen; >2mm:Skelettanteil; c, m, f:Grob- Mittel- Feinschluff; cut: Toncutane an Poreninnenwänden; Heff: effektive Acidität; Hpot: potentielle Acidität; Nt: Gesamtstickstoff; C: Gesamtkohlenstoff; Pw,Mgw,Kw: verwitterbares P, Mg,K

## 2. Standortseigenschaften

Die Luvi- und Lixisols (z.B. P1 und P2, Abb. 2) sind in den Oberböden sehr gut durchwurzelbar. Die B<sub>1</sub>-Horizonte schränken die weitere Wurzel ausbreitung je nach Verhärtung mehr oder weniger stark ein. Der Anteil an nutzbarem Wasser ist mit 70 - 80 l/m<sup>2</sup> niedrig, d.h. Wasserstreß tritt auch in der Regenzeit während Trockenperioden auf. Der Plinthosol ist hinsichtlich Gründigkeit, Durchwurzelbarkeit und Speichervermögen für pflanzenverfügbares Wasser als deutlich schlechter einzustufen. Der Fluvisol ähnelt bis auf einen etwas höheren Anteil an nutzbarem Wasser den Oberhangböden, während der Gleysol (Abb. 2) sehr viel mehr nutzbares Wasser halten kann, aber aufgrund seiner Textur auch schwerer zu bearbeiten ist.

Die KAK ist als Folge der geringen Humus- und Tongehalte sowie des Tonmineralbestandes in den Hangböden sehr gering, im Gleysol entsprechend deutlich höher. Die Vorräte an N, K und Mg in den Hangböden sind gering, die an P sehr gering, im Gleysol insgesamt höher. Pflanzenverfügbares P ist in allen Böden sehr niedrig (P<sub>a</sub> = 0,5 - 4 mg/kg). Dies wird durch die deutliche Ertragszunahme z.B. von Hirsen und Nachwirkung in den folgenden Jahren nach P-Düngung bestätigt. Kalium-Düngung wirkt nur bei kontinuierlich hohem Ertragsniveau, das durch die Zufuhr von N und P erreicht wird:

### Literatur:

- Adu, S.V. (1960): The soils of Manga Agricultural Station - Ghana Ministry of Agriculture, Scientific Services Division
- Adu, S.V. (1969): Soils of the Navrongo-Bawku Area, Upper Region, Ghana, Soil Research Institute (CSIR), Kumasi

## **Aufklärung der Ursachen unterschiedlicher Bodenproduktivität in Hirsefeldern Burkina Fasos (Westafrika)**

von

Kaack, S. und A. Finck <sup>1)</sup>

### **Einleitung und Zielsetzung**

In Feldbeständen des Regenfeldbaus traten bei Rispenhirse während der relativ feuchten Vegetationsperiode 1988 auf ferrallitischen Böden im Südwesten Burkina Fasos kleinräumig starke, nicht zu erwartende Wachstumsunterschiede auf. Die Pflanzenhöhe variierte kleinflächig von 4 bis 0,5 m. Die schlecht wachsenden Pflanzen zeigten starke, wenn auch wenig spezifische Symptome, die teilweise zu völligem Ertragsausfall führten (Abb. 1).

Ziel dieser kurzfristig durchgeführten Produktivitätsstudie war die Ermittlung der ertragsbegrenzenden Minimumfaktoren (vor allem mittels Pflanzenanalyse) als Basis für Korrekturmaßnahmen.



Abb. 1: Hirsefeld mit extremen Wachstumsunterschieden

### **Methodik und Interpretation**

Die Bestandesbonitierung von 26 Bauernfeldern erfolgte in 3 Gruppen (gutes - mittleres - schlechtes Wachstum) als Maß für den zu erwartenden Ertrag, der mit etwa 30 - 10 - 3 dt/ha nur vorausgeschätzt werden konnte. Aus den Teilparzellen wurden repräsentative Pflanzen- und Bodenproben entnommen

1) Inst. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, Universität; Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

(Pflanzenproben: die 3 oberen voll entwickelten Blätter zum Rispschieben; Bodenproben: Ackerkrume 0 - 20 cm).  
Probenahme im Sept. 1988 bei etwa 2-3 Monate alten Pflanzen.

Die Nährstoffversorgung der Pflanzen wurde anhand folgender Ertrags-Grenzwerte beurteilt bzw. für Al am Grenzwert für Wachstumshemmung:

N	30	%	K	15	%	Fe	40	ppm	Cu	5	ppm
P	2	%	Ca	3	%	Mn	30	ppm	B	5	ppm
S	1,3	%	Mg	2	%	Zn	15	ppm	Al	200	ppm

Boden: Die Bewertung der verfügbaren P-Gehalte (mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/100 g) erfolgte nach Methode BRAY I (JACKSON, 1958):

< 0,7 = sehr niedrig      1,7 - 4,6 = mittel  
0,7 - 1,6 = niedrig      > 4,6 = hoch

### Ergebnisse

Die gut wachsenden Pflanzen zeigten eine mit allen Nährelementen weitgehend ausreichende Versorgung und keinen wachstumshemmenden Al-Überschuß. Dagegen trat bei Pflanzen mit schlechtem Wuchs in 7 unterschiedlichen Kombinationen ein Mangel an Stickstoff, Phosphat und Zink sowie Al-Toxizität auf.

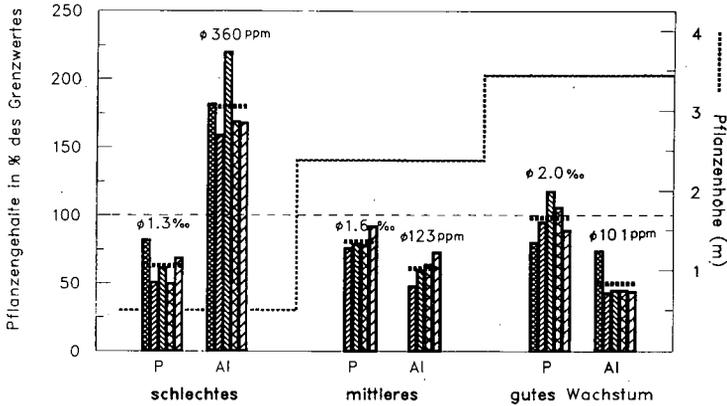
Die zwei häufigsten Schadkombinationen waren vor allem **P-Mangel/Al-Toxizität** (Al-Überschüsse bis zu 200 % des Toxizitäts-Grenzwertes und P-Unterversorgung bis zu 50 % des Ertrags-Grenzwertes) und ferner **NPZn-Mangel** mit Defiziten bei Phosphat bis zu 35 % des Ertrags-Grenzwertes (beide Typen jeweils 20 % der Felder).

Ferner traten auf: **NP-Mangel/Al-Tox.** bzw. **NP-Mangel** (jeweils 15 %), **NZn-Mangel** (12 %), **NPZn-Mangel/Al-Tox.** (8 %), **P-Mangel** (8 %).

Am Beispiel der häufigsten Schadkombination ist die unterschiedliche P-Versorgung bzw. Al-Belastung in Abb. 2. dargestellt, woraus die starken Wachstumsunterschiede resultieren (die weiteren Nährstoffe mit ausreichender Versorgung sind nicht aufgeführt).

Die Daten in Abb. 2 erlauben folgende Interpretation:

- schlechtes Wachstum: Pflanzen mit minimalen Erträgen wegen toxischer Al-Konzentrationen bei unzureichender P-Versorgung
- mittleres Wachstum: vermutlich keine Al-Toxizität mehr, aber noch keine ausreichende P-Versorgung
- gutes Wachstum: kräftige Pflanzen mit durchschnittlich ausreichenden P-Gehalten bei unbedenklichen Al-Konzentrationen.



Bodenkennwerte

P (Bray) (mg $\frac{1}{2}$ $O_5$ / 100 g)	0.4 *	1.4	0.9
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4.9	5.9	6.0
Tongehalt (%)	19	18	22
org. C (%)	1.4	1.7	1.9

Erläuterungen:

- ..... = Mittelwerte, deren Absolutgehälter auf den Säulen angegeben sind (P = ‰, Al = ppm)
- gleiche Säulenschraffur = gleiches Feld
- \* = Mittelwerte

Abb. 2: P-Mangel und Al-Überschuß als Ursache von Wachstumsdepressionen bei Hirse

**Diskussion**

Als wichtigster ertragsbegrenzender Minimumfaktor trat auf den mäßig bis stark sauren Hirsefeldern eine *mangelhafte P-Versorgung* auf (in 80 % der Bestände mit schlechtem Wuchs). Die P-Gehalte lagen zum Teil deutlich unterhalb des Ertrags-Grenzwertes von 2 ‰ in der Tr.S. Bei Gehalten unter 1,8 ‰ ist mit verringerten Hirse-Kornerträge zu rechnen (LOCKMAN, 1972), bei unter 1,5 ‰ mit starken Mindererträgen.

In Hirsebeständen mit schlechtem Wachstum auf stark sauren Böden stellen *toxisch hohe Al-Konzentrationen* ein gravierendes Problem dar. Diese wirken einerseits durch direkte Schädigung der Wurzel (ANDERSSON, 1988; DUNCAN, 1987), wodurch die Aufnahme von Nährstoffen wie Phosphat (BROWN, 1977; CLARK, 1981) und Stickstoff (CAMBRAIA, 1989) eingeschränkt wird. Dieser Antagonismus zeigte sich auch in den eigenen Untersuchungen. Andererseits verringern (bei niedrigem pH freigesetzte) höhere Konzentrationen an Al-Ionen durch eine zunehmende Fixierung von Phosphat dessen Pflanzenverfügbarkeit (CHIEN, 1985). Bei erhöhten Al-Gehalten in Hirseblättern (532 ppm Al bei pH 4,4 statt 146 ppm bei pH 5,5; pH-Werte in Wassersuspension) fielen die Kornerträge von 42 auf 2 dt/ha (DUNCAN, 1980).

Als weitere Nährstoffdefizite spielen verbreitet erheblicher N-Mangel und teilweise geringer Zn-Mangel auf den untersuchten Feldern eine Rolle. Die Ernährung der Pflanzen mit S, K, Ca, Mg, B, Fe, Mn und Cu war überwiegend ausreichend (Mo wurde nicht untersucht, da Mangel wenig wahrscheinlich).

Insgesamt bieten sich zur Korrektur der Wachstumsdepressionen je nach Schadtyp folgende Düngungsmaßnahmen an:

- mittlere P-Gaben bei Mangel (ggfs. auch Vorratsdüngung mit landeseigenem Rohphosphat)
- Kalkung zur Beseitigung der Al-Toxizität (mind. auf pH 5,5)
- N-Gaben bei Mangel, Zn-Ergänzung aber nur bei größeren Defiziten.

### Zusammenfassung

Von zahlreichen Hirsefeldern im Westen Burkina Faso mit erheblichen kleinflächigen Produktivitätsunterschieden wurden wachstumsbegrenzende Minimumfaktoren ermittelt.

*Als Ursachenkomplexe von Ernährungsstörungen und Wachstumsschäden traten als Hauptminimumfaktoren P, N und Zn bei teilweise toxisch hohen Al-Konzentrationen auf (P-Mangel und Al-Überschuß am häufigsten).*

Die mangelnde Versorgung mit diesen Nährelementen (z.T. in Kombination mit Al-Toxizität) war daher offenbar für die erheblichen Wachstumsunterschiede verantwortlich.

Als vorbeugende Gegenmaßnahmen sind je nach Schadtyp vor allem eine Düngung mit Phosphat ggfs. kombiniert mit Kalk (gegen Al-Toxizität) sowie ergänzende N-Versorgung zu empfehlen.

### Literatur

- Andersson, M.: Toxicity and tolerance of aluminum in vascular plants. *Water, Air, and Soil Pollution* 39, 439-462, 1988
- Brown, J.C., Clark, R.B., and Jones, W.E.: Efficient and inefficient use of phosphorus by sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 747-750, 1977
- Cambraia, J. et al.: Aluminium effects on nitrate uptake and reduction in sorghum. *J. of Plant Nutrition* 12 (12), 1435-1445, 1989
- Chien, S.H.: Reactions of phosphate fertilizers in soils. IFDC, Muscle Shoals (Alabama) 1985
- Clark, R.B.: Mineral nutritional factors reducing sorghum yields. In: House, L.R. (ed.): *Sorghum in the eighties*. ICRISAT, (India), 179-190, 1981
- Duncan, R.R., Dobson, J.W., and Fisher, C.D.: Leaf element concentrations and grain yield of sorghum on an acid soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 11 (7), 699-707, 1980
- Duncan, R.R.: Sorghum genotype comparisons under variable acid soil stress. *J. of Plant Nutr.* 10 (9-16), 1079-1088, 1987
- Jackson, M.L.: *Soil chemical analysis*. Prentice-Hall, Inc., New York 1958
- Lockman, R.B.: Mineral composition of grain sorghum plant samples. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 3(4), 1972.

Bodenentwicklung auf Terrassenschottern  
im ariden Bereich NO-Somalias

von

B. Lassonczyk <sup>+</sup>)

1. Einleitung

Die Kennzeichnung der Landschafts- und Klimageschichte in Nord-Somalia ist Teil des Sonderforschungsbereiches "Geowissenschaftliche Probleme arider und semiarider Gebiete". Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Chronosequenz von Böden untersucht, mit dem Ziel, die rezenten bodenbildenden Prozesse zu beschreiben und reliktsche Merkmale zu erfassen, die auf humidere Klimabedingungen während der Bodenentwicklung hindeuten.

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt in Nordost-Somalia im Küstenbereich des Golfs von Aden 15 bis 20 km südlich der Stadt Candala. Das Klima ist arid mit durchschnittlichen Niederschlagsmengen von 34 mm/a (Regenzeiten März bis Juni und August bis Dezember) und einer Jahres-Durchschnittstemperatur von 28° C.

Geprägt wird das Untersuchungsgebiet durch einen Basalt-Komplex, der im Pliozän oder frühem Pleistozän in ein bereits vorgeformtes Talsystem eindrang und heute eine Fläche von ca. 200 km<sup>2</sup> bedeckt. Das Wadi schnitt sich später durch den Basalt und ließ dabei ein 5-gliedriges Terrassensystem entstehen. Aus Funden von Artefakten kann geschlossen werden, daß die untersten 2 Terrassen jünger die drei obersten älter als neolithisch sein müssen (Voigt et al., 1990).

3. Ergebnisse und Diskussion

Untersucht wurden Böden der 2., 3. und 5. Terrasse. Ausgangsgestein für die Bodenbildung sind Terrassensedimente, die im wesentlichen aus Kalk- und Basaltschottern bestehen. Das Steinpflaster auf den Oberflächen zeigt Überzüge von Wüstenlack, wobei die Intensität der Wüstenlack-Ausbildung mit dem Alter der Terrassen korreliert.

Die wichtigsten Geländedaten der untersuchten Böden sind der Tab. 1 zu entnehmen. Die Böden haben sich zu Calcisols entwickelt. Profilprägend sind calcic horizons, die in den Unterböden zu Kalkkrusten verfestigt sind. Im Gegensatz zu den haplic Calcisols der 2. und 3. Terrasse weist der Boden der 5. Terrasse Tonverlagerung auf. Die Böden sind durch einen hohen Skelettanteil charakterisiert. Lediglich die Oberböden zeichnen sich durch einen höheren Feinbodenanteil aus. Aufgrund der physikalischen Verwitterung weisen

-----  
<sup>+</sup>)Institut für Ökologie, Fachgebiet Reg. Bodenkunde  
TU-Berlin, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

sie auch höhere Sandgehalte auf. Kennzeichnend für die Bodenchronosequenz ist ferner die Veränderung der Bodenfarbe von 7,5 YR (halpic Calcisol der 2. Terrasse) zu 2,5 YR (luvic Calcisol der 5. Terrasse).

Tab.1: Geländedaten, elektrische Leitfähigkeit und Karbonatgehalt

Tiefe cm	Horizont	Farbe trocken	Skelett- anteil%	Boden- art	El. Leitf. mS/cm *	CaCO <sub>3</sub> %
<b>Haplic Calcisol (2. Terrasse)</b>						
0- 2	Aw	7,5YR7/6	5	s'L	0,187	64
- 20	Bw	7,5YR7/6	5	lS	0,214	69
- 50	Bck1	7,5YR7/4	60	lS	0,315	55
-120	Bck2	7,5YR6/4	70	s'L	0,244	61
-190	Bck3	7,5YR6/6	70	sLU	0,205	60
-240	Cmk1	7,5YR7/4	75	uS	0,156	90
-320	Cmk2	7,5YR7/4	70	ulS	0,243	89
<b>Haplic Calcisol (3. Terrasse)</b>						
0- 5	Aw	7,5YR7/4	5	lS	0,186	45
- 35	Bw1	7,5YR6/4	50	sL	0,317	46
- 65	Bw2	5YR5/4	80	t'L	0,315	14
-130	Bwck	5YR5/4	85	t'L	0,238	29
-200	Cmk1	5YR8/4	80	sL	0,266	83
>200	Cmk2	5YR8/3	80	sL	0,368	85
<b>Luvic Calcisol (5. Terrasse)</b>						
0- 2	Aw	7,5YR7/4	5	sL	0,210	49
- 20	Bw1	5YR6/6	50	s'L	0,350	43
- 50	Bw2	5YR5/4	70	lT	0,318	26
-100	Btck1	2,5YR4/4	65	lT	0,308	23
-135	Btck2	5YR5/4	55	lT	0,203	54
-170	Cmk1	5YR6/4	75	lT	0,235	59

\* im 1:2,5 Boden:Wasser Extrakt

Die elektr. Leitfähigkeiten (Tab. 1) sind gering und weisen darauf hin, daß die heutigen Niederschläge ausreichen, um eingetragene Salze vollständig aus den Böden zu entfernen. Anders verhält es sich beim CaCO<sub>3</sub>. Hier zeigt sich bei allen Profilen ein deutliches Maximum im Unterboden in der Kalkkruste. Ein zweites Maximum liegt im Oberboden, wo durch Stäube eingetragene Karbonate angereichert werden.

Während die Salz- und Karbonattiefenfunktionen ähnlich verlaufen, zeigen sich Unterschiede in den Parametern, die den Verwitterungsgrad anzeigen. Der Gehalt an dithionitlöslichen Oxiden (Abb. 1) nimmt vom jüngsten zum ältesten Boden hin zu. Die Verwitterungsintensität wird auch durch die Quotienten Si<sub>1</sub>:Al<sub>1</sub> ausgedrückt, die bei allen Profilen zum Oberboden hin ansteigen. Die Höhe der Quotienten nimmt dabei mit dem Alter der Böden zu.

Zur Kennzeichnung der Tonmineralzusammensetzung wurde die Tonfraktion gewonnen und röntgendiffraktometrisch untersucht. Abb. 2 zeigt, daß die Tonfraktion Palygorskit, Smektit, Wechsellagerungsminerale und in geringen Mengen Kaolinit enthält. Der Anteil an Palygorskit einerseits und Smektit/-

Wechselagerungsmineralen andererseits verändert sich mit der Bodentiefe. Dabei verhalten sich alle Profile ähnlich. Die höchsten Palygorskitanteile sind jeweils in den Kalkkrusten zu finden sowie in den kalkreicheren Oberböden.

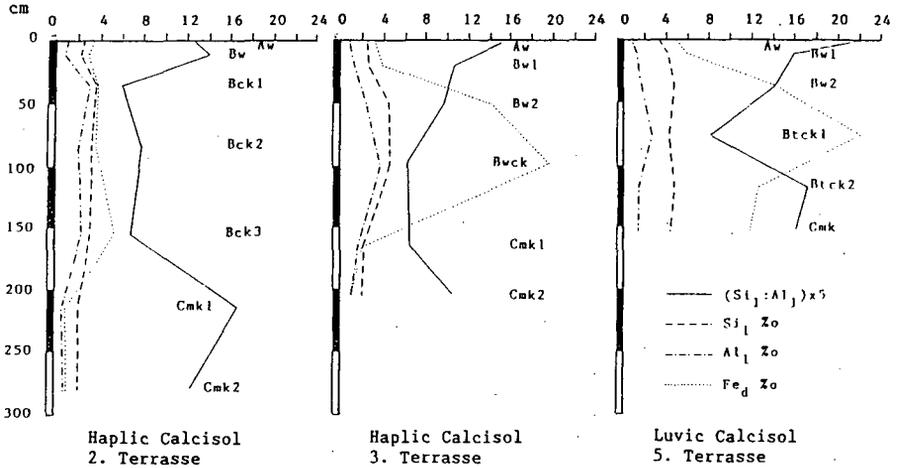


Abb.1 : Gehalte an laugelöslichem Si ( $Si_1$ ) und Al ( $Al_1$ ) und dithionit-löslichem Fe ( $Fe_d$ ) und  $Si_1:Al_1$ -Verhältnis

Zur Kennzeichnung der Palygorskite wurden an ungestörten Proben der Kalkkrusten rastelelektronenmikroskopische Untersuchungen durchgeführt. Sie zeigen Palygorskite in ihrer typisch nadelförmigen Struktur, die in Bündeln den Calcitkristallen aufsitzen. In der Kalkkruste des ältesten Bodens sind größere Mengen an Palygorskit, die zudem größere Minerale ausgebildet haben, sichtbar. Grund dafür könnte das höhere Bodenalter sein. Das Aufwachsen der Palygorskite auf den Calciten spricht für ihre pedogene Entstehung. Da zum Einzugsgebiet des Wadis Sedimente gehören, die auch primär Palygorskit enthalten, kann für die untersuchten Böden die Anwesenheit von primärem Palygorskit jedoch nicht ausgeschlossen werden. Da Palygorskit nur in einem hohen pH-Bereich und bei hohen Mg-Gehalten stabil ist (Singer, 1989), ist das Vorhandensein von Palygorskit ein Indiz dafür, daß alle Böden unter trockenen Klimabedingungen entstanden sind. Feuchtere Klimabedingungen hätten eine Veränderung des Bodenmilieus und damit eine Umbildung von Palygorskit zu Smektit zur Folge gehabt bzw. Bedingungen geschaffen, in denen Palygorskit nicht entstehen kann. Die geringeren Gehalte an Palygorskit in den kalkärmeren B-Horizonten könnten durch Umbildung zu Smektit erklärt werden.

#### 4. Schlußfolgerungen

Die Böden der Chronosequenz zeigen an rezenten bodenbildenden Prozessen im wesentlichen eine physikalische Verwitterung, Entsalzung und Karbonatisierung. Die vorgefundenen Unterschiede im Verwitterungsgrad der Böden sind

primär auf das unterschiedliche Alter der Böden zurückzuführen und weniger Resultat wechselnder Klimabedingungen. Die Anwesenheit von Palygorskit spricht für durchgehend trockene Klimabedingungen.

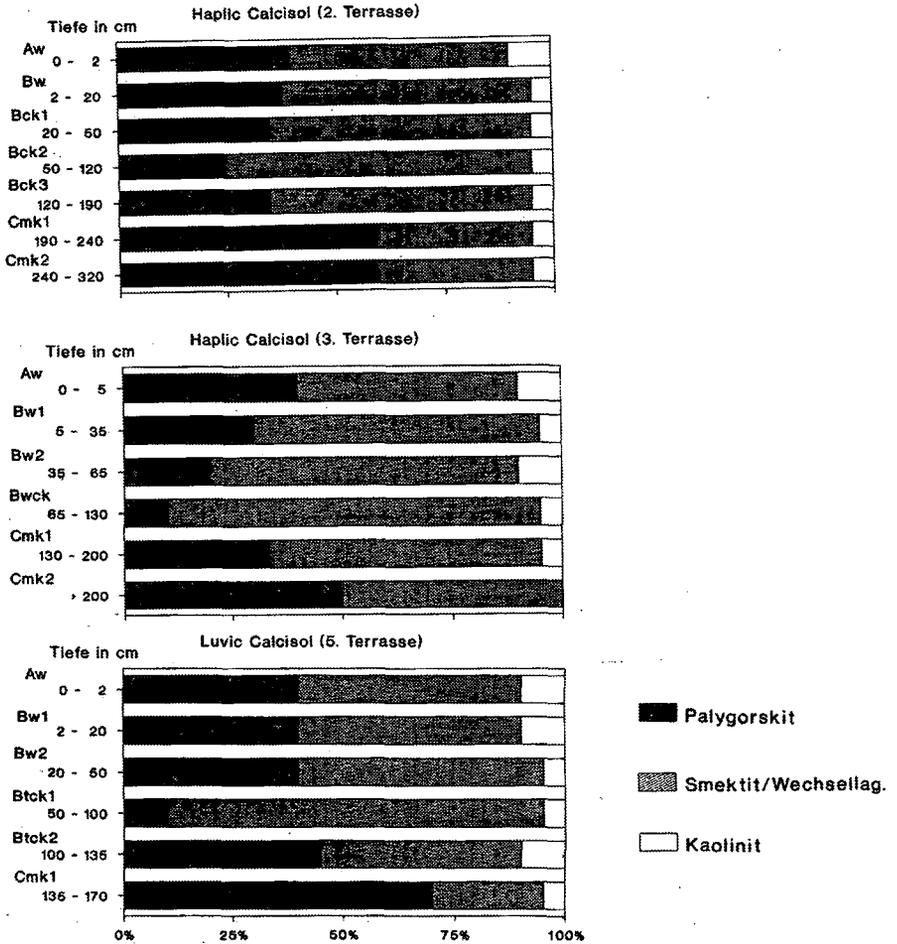


Abb.2: Tonmineralverteilung der Tonfraktion

5. Literatur

Singer, A., 1989: Palygorskit and Sepiolite Group Minerals. Minerals in Soil Environments (2nd Edition) -SSSA Book Series.

Voigt, B., B. Gabriel, B. Lassonczyk and Mumin M. Ghod, 1990: Quaternary events at the Horn of Afrika. Berliner Geowiss. Abh. A 120.2 S.679-694.

**Auswirkungen von landwirtschaftlichen Erschließungsmaßnahmen seit 1950  
auf die Böden des Manas-Fluß-Gebietes in der Dsungarei, VR China**  
(von Adolfo Lichtenfeld\*), Karl Stahr\*\*), Yuan Guoying\*\*\*)

Das Einzugsgebiet der Flüsse Manas und Hutubi reicht vom Nordhang des Tian Shan-Gebirges über die Oasen-Zone an der Seidenstraße bis zu den salzhaltigen Endseen in der Gurbantüngüt-Wüste. Wegen seiner Lage im Zentrum des asiatischen Kontinents ist das Klima kühl, trocken und extrem kontinental geprägt. Die Ausgangsgesteine der Böden sind Moränen und periglaziale Schuttdecken im Gebirge, äolische Lössen in der Fußzone, fluviale Sedimente sandiger bis lehmiger Bodenart, sowie Dünen- und Salzablagerungen in der Wüste. Mit Ausnahme der letzteren sind alle Sedimente mergelig. Betrachtet man im Einzugsgebiet nur die terrestrischen Böden, so läßt sich eine ausgeprägte Zonalität von der Mattenzone im Gebirge mit Leptosolen und Cambisolen bis in das Gebiet der Salzseen mit Takyr-Solonchacks feststellen (Abb. 2a, Yuan Guoying et al., 1988). Eine ausgewählte Catena charakteristischer Böden wurde von uns im Herbst 1985 beprobt und beschrieben (Tab. 1).

Nr.	Höhe	°C $\phi$	mm N $\phi$	Lebensform	Bodentyp chin.	FAO 1987
2	2100 m	- 2°	600 mm	Nadelwald	Graubrauner Waldboden	Haplic Chernozem
10	1700 m	$\pm$ 0°	500 mm	Nadelwald	Gebirgsschwarzerde	Calcic Chernozem
1	1100 m	+ 3,5°	320 mm	Steppe	Gebirgskastanozem	Calcic Kastanozem
12	600 m	+ 5,0°	250 mm	Wüstensteppe	Grauer Wüstenboden, versalzt	Sodic Solonchack
17	345 m	+ 6,6°	150 mm	Wüste	Grauer Wüstenboden, versalzt	Sodic Solonchack
22	340 m	+ 6,6°	150 mm	Wüste	Grauer Wüstenboden	Sodic Solonchack
4	320 m	+ 7,0°	120 mm	Galeriewald	verwüsteter Galeriewald-boden	Sodic Solonchack

Tab. 1: Kennzeichnung wichtiger Böden einer Catena am Hang des Tian Shan in der Dsungarei, VR China.

Die Humusgehalte (Abb. 1a) haben generell, wo keine Störungen auftreten, ein Maximum an der Bodenoberfläche und nehmen gleichmäßig bis in 1 m Tiefe ab. Infolge des extremen Klimas sind die Humusvorräte generell höher als unter vergleichbaren Vegetationsformen im Westen Eurasiens oder im mediterranen Raum. Die Intensität der Kalkumlagerung nimmt von den Höhen des Gebirges in die Wüste hinein allmählich ab. Dabei wird das Maximum der Anreicherung im allgemeinen weniger ausgeprägt und wandert von ca. 10 - 11 dm nahe an die Bodenoberfläche 1 - 2 dm. Bereits im Bereich der Steppe kommen keine entkalkten Oberböden mehr vor. Die Konzentration und Mengen der wasserlöslichen Salze nehmen vom Gebirge in die Wüste hinein kontinuierlich zu. Da die Mobilität der Salze sehr groß ist, kommen bei terrestrischen Böden selten ausgeprägte Maxima vor. Diese liegen dann immer tiefer als die Kalk- oder Gipsmaxima. In den alten Oasen und ebenfalls flächendeckend in den bewässerten Neulandgebieten findet man nur noch Böden die der FAO-Definition eines Solonchacks genügen (Lichtenfeld et al., 1989). Nördlich (unterhalb) der alten Oasenkette entlang der Seidenstraße zieht sich ein breites Band hindurch, in dem man faktisch keine Böden mehr findet, die nicht durch Bewässerung anthropogen versalzt sind (Profil 17 und 12,

\*) Institut für Ökologie, FG Regionale Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

\*\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

\*\*\*) Xinjiang Institute for Environm. Protection Res., Beijing Lu, Ürümqi, VR China

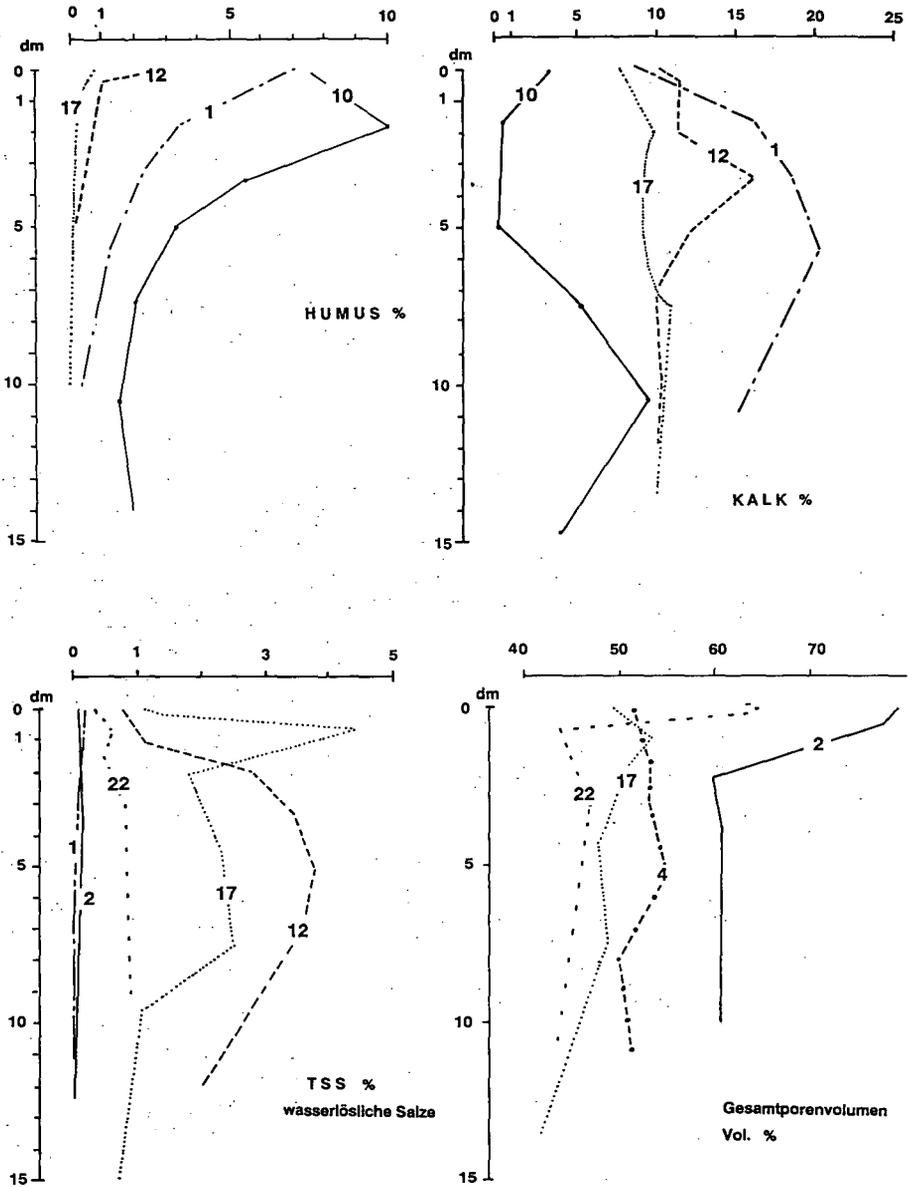
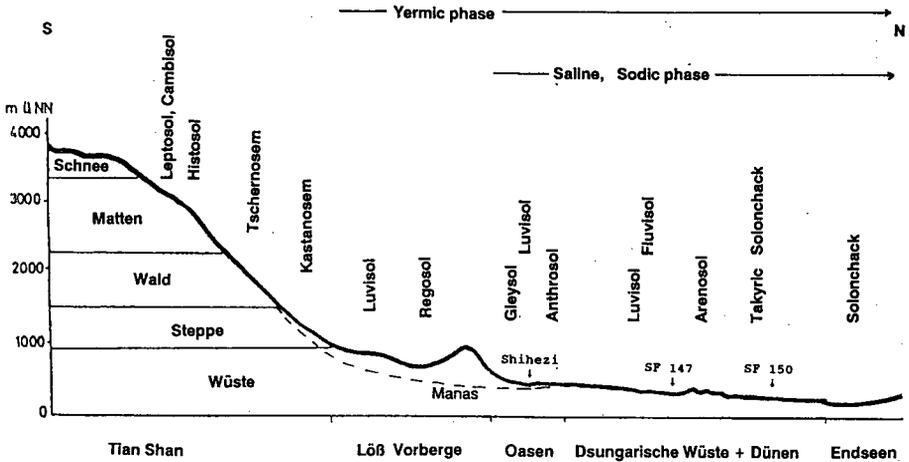


Abb. 1: Tiefenfunktionen der organischen Substanz (a), des Kalkgehaltes (b), der wasserlöslichen Salze (c) und des Gesamtporenvolumens (d) einer Catena cha. akteristischer Böden am Nordhang des Tian Shan und in der Gurbantüngüt-Wüste (Dsungarei, VR CHINA)

### Vereinfachter Schnitt durch die DSUNGAREI, VR CHINA



### Beeinflussung der Böden durch die Landerschließung

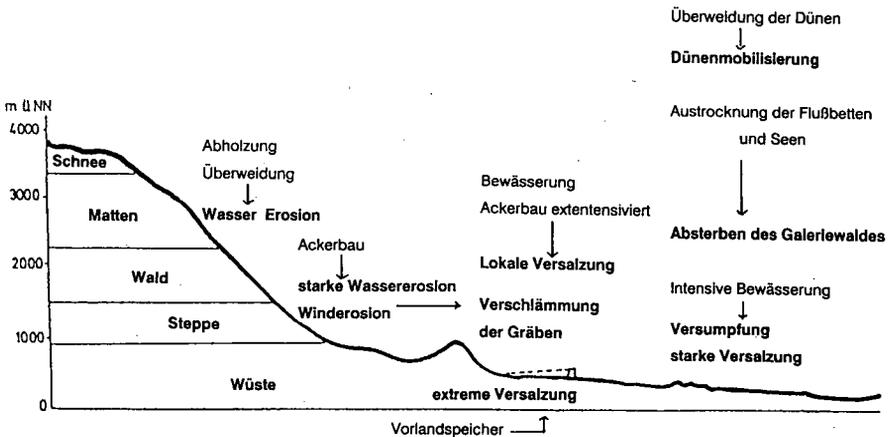


Abb. 2: Vereinfachter Schnitt durch die Bodengesellschaft (a) am Nordhang des Tian Shan und die durch die Landerschließung seit 1950 eingetretenen Veränderungen (b) (vgl. Bethke et al., 1987)

und Betke et al., 1987). Ein Vergleich der Gebirgsböden (Tschernosem 2) mit verschiedenen Wüstenböden (Sodic Solonchacks, 22, 17, 4) zeigt deutlich, daß die Schwarzerden durch Bioturbation eine Lockerung erfahren haben. Bei den Wüstenböden sind die jungfräulichen grauen Wüstenböden (22) abgesehen von der vesikulären Oberflächenkruste die Böden mit der höchsten Lagerungsdichte und dem geringsten Porenvolumen. Wegen der schluffig/lehmigen bis schluffig/tonigen Bodenart werden allerdings Werte über  $1,6 \text{ kg/dm}^3$  kaum erreicht. Vergleichbare Böden, die längere Zeit unter Bewirtschaftung waren (17), zeigen bis zur Bearbeitungstiefe eine signifikant lockerere Lagerung. Junge Böden der ehemaligen Aue des Flusses sind durchweg lockerer gelagert (4).

Seit ca. 1950 setzte in dem Gebiet eine Neulandgewinnung riesigen Ausmaßes verbunden mit der Einwanderung der Roten Brigaden Mao Tse-tungs ein. Die großen Gebiete der Gurbantüngt-Wüste, welche Nomaden als Winterweide dienten, wurden in Bewässerungsland umgewandelt. Dadurch wurden die Nomadenvölker zu Seßhaftigkeit im Bereich ihrer ehemaligen Sommerweiden, d.h. in der Zone der lichten Nadelwälder gezwungen. Dort setzte infolge der Überweidung und des verstärkten Holzeinschlages zunehmend Erosion ein, die zur Verdichtung der Oberböden und deren Umlagerung (Profil 10) sowie schließlich auch verstärkt zur 'gullyerosion' und damit zu vollständiger Bodenzerstörung führte. Auch in der Fußzone des Gebirges wurde (zum Teil durch die neusiedelnden Han-Chinesen) die Beweidung intensiviert und hier der einzigen Zone, in der Regenfeldbau möglich ist, die Ackerfläche wesentlich erweitert. Entsprechend lassen sich hier die stärksten Erscheinungen von Wind- und Wassererosion in den Löß- und Schwemmlöß-Gebieten erkennen. Unterhalb der alten Oasen wurden die Flüsse vollständig abgesperrt und in große Tieflandspeicherbecken eingeleitet. Die alten Flußläufe unterhalb dieser Becken sind vollständig trockengefallen. Dort sank auch der mittlere Grundwasserstand. Nur noch bei katastrophalen Niederschlagsereignissen führen diese Wadis Wasser, das aber auch dann die ehemaligen Seen nicht mehr erreicht. In der direkten Umgebung der Tieflandspeicher stieg auch außerhalb der Erddämme der Grundwasserspiegel stark an. Hier haben sich anthropogen glycic Solonchacks mit extremer Versalzung ausgebildet. Von den Tieflandspeichern ausgehend, wird durch ein weitverzweigtes Kanalsystem das Neulandgebiet bewässert. Wegen des zunächst fehlenden und heute immer noch sehr mangelhaften Entwässerungssystems stieg hauptsächlich in den Rande Depressionen der Flußniederung der Grundwasserspiegel stark an. Dort wurden die fruchtbaren ehemaligen Wiesenböden (Mollic Solonez und Mollic Gleysol) in stark versalzten Mollic Solonchacks mit Salzkrusten auf der Oberfläche umgewandelt. Auf diese Weise hat zum Beispiel die Staatsfarm 147 bereits ca. 5.000 ha ihrer 20.000 ha messenden landwirtschaftlichen Nutzfläche verloren. Wegen der ungünstigen klimatischen Wasserbilanz und der überall auftretenden Stauschichten im Untergrund sind auch die günstigeren, weil meist höher gelegenen Flächen in der Nähe der ehemaligen Flußbetten betroffen bzw. gefährdet. Am Rande der besiedelten bzw. genutzten Fläche ist eine Ausbildung neuer Wanderdünen zu beobachten. Diese wurde verursacht durch Überweidung - mehr wohl aber noch durch Abholzung der ehemaligen Galeriewälder und Rodung der Zwergstrauchbestände in der Wüste, welche notwendig wurden, durch die zeitweilig unterbrochene Versorgung der Betriebe mit Kohle. Die Endseen sind inzwischen vollständig ausgetrocknet und werden zum Teil als Salinen benutzt. Hier ist die ehemals vorhandene halophytische Vegetation inzwischen vollständig abgestorben. Das Salz wird zum Teil vom Wind aufgenommen und ins Umland verblasen. Im Untersuchungsgebiet ist das Ausmaß der Bodenbelastung und Bodenzerstörung nach vier Jahrzehnten Nutzung so groß, daß eine Sanierung Aufwendungen erfordern würde, die denen der ersten Inkulturnahme zumindest gleichkommen würden.

#### Literatur

- Betke, D., J. Küchler und K. P. Obenaus (Hrsg.), 1987: Wuding und Manas: Ökologische und sozio-ökonomische Aspekte von Boden- und Wasserschutz in den Trockengebieten der VR China. Urbs et Regio, 43; Gesamthochschulbibliothek Kassel.
- Lichtenfeld, A., Y. Wang und K. Stahr, 1989: Natürliche und anthropogene Versalzung im semiariden Bereich Nord-Xinjiangs, VR China. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 59/II, 933-938, Oldenburg.
- Yuan Guoying, A. Lichtenfeld und K. Stahr, 1988: Soils of the Manas River Area in northern Xinjiang, Peoples Republic of China. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151, 153-163, Weinheim.

Probleme der traditionellen Bodennutzung in der Sudanzone  
am Beispiel einiger Standorte im Südosten Burkina Fasos

von

Peter Müller-Haude<sup>+</sup>

**Einleitung**

Die Gulmancé sind ein Bauernvolk, das bis heute in Subsistenzwirtschaft lebt. Der Anbau (überwiegend Hirse) geschieht in Wechselwirtschaft ohne den Einsatz von Kunstdünger. Zur Beurteilung der Böden haben die Gulmancé ein System, welches Textur, Reliefposition, Wasserhaushalt und Zeigerpflanzen mit einbezieht.

Im Folgenden werden Standorte vorgestellt, bei denen die Gulmancé-Beschreibungen durch Profilbeschreibungen in der FAO-Nomenklatur ergänzt werden. Die Felder für die Probenahmen wurden von Gulmancé ausgesucht. Die vorliegenden Beispiele sind so gewählt, daß die besonderen Ansprüche an den Wasserhaushalt der Böden zum Ausdruck kommen. Denn je nach den Niederschlagsverhältnissen können auf einigen Böden sehr gute Erträge erzielt werden oder aber ein völliger Ernteausfall muß verkraftet werden. Eine Tatsache, die in einer rein bodenkundlichen Profilbeschreibung nicht zum Ausdruck kommt.

Die Untersuchungen wurden in der Region von Gobnangou, im äußersten Südosten Burkina Fasos vorgenommen. Dort siedeln die Gulmancé in den beiden Vorländern eines präkambrischen Sandsteinzuges (Chaîne de Gobnangou) besonders dicht.

**Die Böden**

Sehr weit verbreitet sind helle Lixisols, die sich in den sandigen Deckschichten entwickelt haben, und die von den Gulmancé Tinpienga (Weißer Boden) genannt werden. Sie sind sehr geschätzt, weil sie sichere Erträge gewährleisten - auch in Jahren mit geringen Niederschlägen. Dafür nehmen die Gulmancé gerne in Kauf, daß solche Böden schon nach 6-7 Jahren erschöpft sind. Der hohe Sandgehalt im Oberboden, der auch den guten Wasserhaushalt bedingt, hat noch weitere Vorteile: Es können Erbsen und Erdnüsse (Leguminosen) angebaut werden, da sie sich in dem sandigen Boden leicht ernten lassen. Und nicht zuletzt ist die leichte Bearbeitbarkeit ein willkommener Aspekt bei dem Anbau mit der Hacke (Profil 1, stagnic Lixisol).

Die weiten ebenen Flächen, bei denen im nahen Untergrund die Lateritkruste ansteht, bezeichnen die Gulmancé als Gbanu. Dabei wird impliziert, daß es sich um relativ hoch gelegene Gebiete handelt, von denen das Wasser abfließt und die also nicht von Überschwemmungen bedroht sind. Über der Lateritkruste befindet sich ein Decklehm (im Sinne von z.B. SEMMEL, 1991), der unterschiedlich mächtig und texturiert sein kann. Bei ausreichender Mächtigkeit ermöglicht ein solcher Standort recht gute Erträge, sofern es nur ausreichend und ohne große Unterbrechungen regnet. Bei Kodjari verdorrte jedoch 1989 die Hirse auf diesem Standort (Profil 2,

<sup>+</sup> Inst. f. phys. Geogr., Senckenberganlage 36, 6000 Frankfurt/M.  
Sonderforschungsbereich 268

eutric Leptosol), da die Niederschläge gegen Ende der Regenzeit nicht ausreichen, um sie in der dünnen Lehmdecke zur Reife gelangen zu lassen.

Ein Boden, der gerade in Jahren mit geringen Niederschlägen ein gutes Pflanzenwachstum ermöglicht ist Pugu. In sehr niederschlagsreichen Jahren hingegen besteht die Gefahr, daß die Saat verfault, denn dann "quillt das Wasser förmlich aus dem Boden". Die Möglichkeit, daß sich dieser Boden in einer Muldenlage befindet, ist dabei ausgeschlossen, denn die Gulmancé beschreiben die Reliefposition solcher Standorte wie die von Gbanu: eben und - zumindest leicht - erhaben. Ohne Bebauung stellt sich auf Pugu eine typische Vegetation ein, in der *Terminalia macroptera* als einzige Baumart vorkommt. Bohrungen auf diesen Standorten erbrachten intensiv entwickelte Pseudogleye. Im vorliegenden Beispiel (Profil 3) ist der Stauhorizont Plinthit (daher die Ansprache als Plinthosol), der von einer dünnen Schicht gröberer Textur überlagert wird. Die Gehalte an gU und fS im Ap zeigen an, daß das Material im Gegensatz zur unterlagernden Schicht aus dem Sandstein hervorgegangen ist.

Buolbonli ist das Gulmancé-Wort für Vertisol. Er wird als sehr fruchtbarer Boden beschrieben, auf dem man 15-20 Jahre ohne Unterbrechung anbauen kann. Sein besonderes Merkmal seien die Schrumpfrisse, die er beim Austrocknen bekäme.

Tinbisimbili (Profil 4) ist ein Sonderfall von Buolbonli. Es heißt soviel wie Klebriger Boden und wird so erklärt: "Nach einem Regen kann man den Boden kaum betreten, geschweige denn mit dem Fahrrad befahren. Selbst barfuß muß man alle paar Schritte innehalten, um das klebrige Bodenmaterial von den Füßen abzustreifen". Für die Bearbeitung muß also ein günstiger Zeitpunkt abgepaßt werden. Der Boden darf nicht zu trocken sein, da er sonst für die Bearbeitung mit der Hacke zu hart ist. Ist er zu feucht, läßt er sich kaum betreten. Der optimale Zeitpunkt ist also einige Zeit nach einem Regen, wenn der Boden zwar gut durchfeuchtet, aber oberflächlich abgetrocknet ist. Das vorgestellte Profil liegt am Fuße (ca. 100 m entfernt) eines Amphibolit-Hügels. Im Gegensatz zu fast allen anderen Böden hat es im Oberboden deutlich höhere Tongehalte als im darunterliegenden Horizont. Das kann als Zeichen für die in situ-Entstehung des Bodens gewertet werden, was durch den nach unten zunehmenden Grusgehalt noch unterstützt wird.

## Diskussion

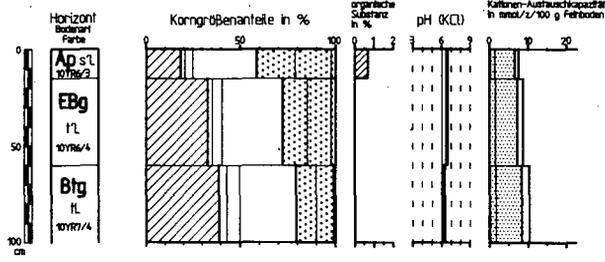
Die Beschreibungen der Gulmancé zeigen, das es Ihnen bei der Beurteilung eines Bodens vor allem auf den Wasserhaushalt ankommt. Die jährlichen Niederschläge fallen nahezu ausschließlich während der Regenzeit (Mai bis Oktober), und zwar in Form von kräftigen Starkregen, bei denen in Extremfällen bis zu 100 mm pro Niederschlagsereignis erreicht werden können. Demgegenüber ist es jedoch auch möglich, daß die Niederschläge für 10-14 Tage ganz ausfallen. Dies kann vor allem zu Beginn der Regenzeit, wenn die Saat gerade keimt, besonders verheerende Folgen haben. Problematisch ist auch die Gesamtjahresmenge. Bei einer, an sich ausreichenden, Niederschlagsmenge von rund 800 mm pro Jahr ist die Variabilität sehr hoch: So wurden 1983 in Kodjari nur 517 mm gemessen, 1988 hingegen 1384 mm, mehr als das 2,5-fache.

Die Böden müssen also zwei Anforderungen genüge leisten:

1. Sie brauchen eine große Infiltrationsrate, damit möglichst wenig Niederschlagswasser als run-off verloren geht.

### Profil 1

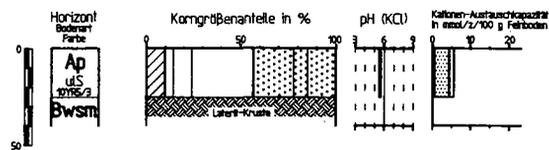
Bodentyp: stagnic Lixisol  
 Ausgangsgestein: Sand (Produkt der Sandsteinverwitterung)  
 Lage: 11°56'05" N 1°58'05" E  
 SE von Kaabougou  
 Höhe ü. NN: ca. 300 m  
 Relief: eben (<1°)



Horizont	T	RU	mU	gU	FS	mS	gS	org. S	pH	Na	K	Mg	Ca	H+Al
Ap	18,4	2,5	4,4	38,4	20,2	19,9	2,2	0,66	6,6	<0,1	0,3	1,2	5,1	1,0
EBg	38,0	2,7	5,2	31,4	13,0	12,5	2,2	nb.	6,6	<0,1	0,2	1,5	5,6	1,5
Btg	39,1	4,3	6,6	29,4	10,5	9,0	1,0	nb.	6,3	<0,1	0,4	1,5	6,6	2,0

### Profil 2

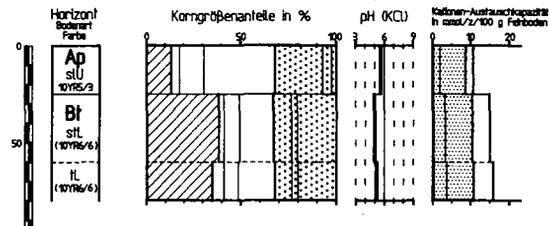
Bodentyp: eutric Leptosol  
 Ausgangsgestein: Decklehm ü. Latent-Kruste  
 Lage: 11°50'15" N 1°55'20" E  
 SE von Kodjari  
 Höhe ü. NN: ca. 250 m  
 Relief: eben (<1°)



Horizont	T	RU	mU	gU	FS	mS	gS	org. S	pH	Na	K	Mg	Ca	H+Al
Ap	9,8	4,4	10,1	32,2	21,2	7,4	14,9	5,6	<0,1	0,1	0,6	3,4	1,3	

### Profil 3

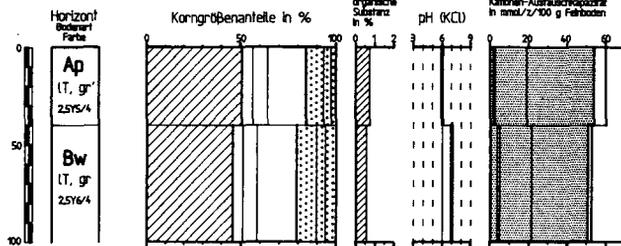
Bodentyp: eutric Plinthosol  
 Ausgangsgestein: Decklehm ü. Plinthit  
 Lage: 11°48'25" N 1°52'10" E  
 bei Bodiaga  
 Höhe ü. NN: ca. 245 m  
 Relief: eben (<1°)



Horizont	T	RU	mU	gU	FS	mS	gS	org. S	pH	Na	K	Mg	Ca	H+Al
Ap	13,0	4,6	13,1	37,3	25,2	4,5	2,3	5,6	<0,1	0,2	1,7	6,9	2,0	
Bt-Probe 1	38,6	3,8	8,0	17,6	9,4	3,1	19,5	5,0	<0,1	0,2	3,0	7,2	4,5	
Bt-Probe 2	35,0	6,4	7,3	19,0	8,9	3,2	20,2	5,2	<0,1	0,2	3,4	7,2	5,0	

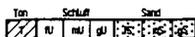
### Profil 4

Bodentyp: eutric Vertisol  
 Ausgangsgestein: Amphibolit  
 Lage: 11°46'25" N 1°40'35" E  
 NW von Yabri  
 Höhe über NN: ca. 225 m  
 Relief: eben (<1°)



Horizont	T	RU	mU	gU	FS	mS	gS	org. S	pH	Na	K	Mg	Ca	H+Al
Ap	50,8	5,6	7,8	20,0	9,6	3,8	2,4	0,8	6,0	0,8	0,5	8,3	17,4	3,0
Bw	44,0	5,2	7,3	20,7	10,4	4,6	5,8	0,6	7,1	1,9	0,6	8,3	14,6	1,0

### Legende zu den Bodenprofilen:



1. Bodentyp: nach FAO/UNESCO (1988)
2. Horizontbezeichnungen nach FAO/UNESCO (1988)
3. Bodentyp: nach AG Bodenkunde (1982)
4. Bodenfarbe: nach Munsell Soil Color Charts (Drochner) Angaben in Klammern: Mischfarbe
5. Austauschkapazität: KAVpot nach MOHLICH  
 gepunkteter Bereich = Summe der Elementen unterschiedlich dichte Punktierungen weisen auf unterschiedliche Störungen hin.

2. Das Wasser muß lange im Wurzelbereich verweilen und darf nicht in tiefere Schichten versickern.

Diesen Anforderungen genügen, auf ganz unterschiedliche Weise, sowohl der sandige Lixisol als auch der Vertisol. Bei ersterem ist es der, durch die leichte Bodenart bedingte, hohe Grobporenanteil, der die gute Infiltrationsrate gestattet. Die Tonzunahme von 18,4 % im Ap auf 39,1 % im Btg bewirkt dann eine Verdichtung, deren Staueffekt durch die Marmorierung des Bodens belegt ist. Bei dem Vertisol hingegen sind es die polygonalen Trockenrisse, die den oberflächlichen Abfluß verhindern und eine große Versickerungsrate ermöglichen. Für die Wasserspeicherfähigkeit wirkt sich hier sicherlich das durch den hohen Anteil an Grobmaterial bedingte Grob- und Mittelporenvolumen günstig aus. Ein hoher Grobkomponentenanteil bei den Vertisolen ist in Gobnangou generell vorhanden. BOULET & LEPRUN (1969) kartierten hier ausschließlich lithomorphe Vertisols, die jeweils mit Rohböden aus dem gleichen Gestein vergesellschaftet sind. Dies mag die ungewöhnlich positive Einschätzung der Böden durch die Gulmancé erklären.

Die anderen beiden Standorten haben diese günstigen Bedingungen nicht. Bei dem staunassen Pugu liegt der dichte Btsg unmittelbar unter dem nur 25 cm mächtigen Ap. Ist dieser schon zu Beginn der Regenzeit wassergesättigt, verfäult die keimende Saat, da das Bodenwasser in dem ebenen Gelände auch nicht lateral als Interflow abfließen kann. Ein Feld auf einem solchen Standort bei Bodiaga wird seit 1988 nicht mehr bebaut, weil es in jenem Jahr zum völligen Ernteausschlag kam. Ganz anders bei Gbanu. Statt des tonigen, dichten Plinthits steht im Untergrund eine harte, aber klüftige, porenreiche Lateritkruste an, die äußerst wasserwegsam ist. Zur Wasserversorgung steht den Kulturpflanzen also nur der geringmächtige Decklehm zur Verfügung, was im Falle längerer Trockenphasen nicht ausreichend ist.

Die Gulmancé-Beschreibungen der vorgestellten Bodenprofile zeigen, in welchem hohem Maße die Erträge, vor allem wegen der unsicheren Niederschläge, von der Qualität der Böden abhängen. Dies ist nicht nur für die aktuelle Nahrungsmittelversorgung bedeutsam, sondern auch im Hinblick auf Investitionsvorhaben zur Ertragssteigerung. Beispielsweise werden Düngemittel trotz stark subventionierter Preise bislang kaum abgenommen, da die Gulmancé im Falle von Mißernten neben dem vergeblichen Arbeitseinsatz nicht auch noch ihr wenig Geld verlieren wollen.

## Literatur

- AFFATON, P. (1975): Étude géologique et structurale du Nord-Ouest Dahomey, du Nord Togo et du Sud-Est de la Haute-Volta.- Trav. Lab. Sci. de la Terre, 10: 201 S.; Marseille.
- BOULET, R. & LEPRUN, J.C. (1969): Étude pédologique de la Haute-Volta, Région Est.- 319 S., ORSTOM; Paris.
- MÜLLER-HAUDE, P. (1991): Probleme der Bodennutzung in der westafrikanischen Savanne.- Forsch. Frankfurt, 9 (1): 26-32; Frankfurt/M.
- SEMMELE, A. (1991): Relief, Gestein, Boden.- 148 S.; Darmstadt (Wiss. Buchgesellschaft).
- SWANSON R. (1979): Gourmantché Agriculture, part II: Cultivated Plant Resources and Field Management.- Development Anthropology Technical Assistance Document, No. 8: 155 S.; Fada N'Gourma.

Erodibilität feuchttropischer Böden Kameruns

von  
D. Nill und U. Schwertmann<sup>1</sup>

1. Einleitung

Ein gemeinsames Projekt der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), des International Institute of Tropical Agriculture (IITA), des Institut de Recherche Agronomique (IRA) und des Lehrstuhls für Bodenkunde der Technischen Universität München führt seit 1983 Erodibilitätsmessungen in Nigeria und Kamerun durch. Dabei wurden auch die am weitest verbreiteten Böden in der Nordwest-Provinz Kameruns untersucht.

2. Material und Methoden

Die Nordwest-Provinz gehört zum kamerunischen Hochland. Während einer achtmonatigen Regenzeit fallen zwischen 1800 und 2500 mm Niederschlag. Die monatlichen Durchschnittstemperaturen schwanken zwischen 18 und 21 °C. Die sieben Standorte zeichneten sich, mit Ausnahme zweier stark sandiger Tone, durch einen hohen Gehalt an organischem Kohlenstoff aus (Tab. 1). Sie wurden auf Basalt, Granit und Trachyt als Ausgangsmaterial ausgesucht in Höhenlagen von 1300-2000 m ü.NN.. Als Klimaxvegetation wäre Regenwald zu erwarten, jedoch findet sich, wegen dichter Besiedlung und starker Beweidung, vor allem Grasland.

Tab.1: Physikalisch chemische Eigenschaften der Oberböden (VAN RANST et. al 1989 und 1990).

Ort	S	U	T	C <sub>org</sub>	P <sub>verf</sub>	N <sub>tot</sub>	Ca	Mg	K	KAK
	[%]				[ppm]	[%]	[mmolc/kg]			
Mbah	14	41	45	6,4	5,0	0,5	11	7	4	368
Mbiyeh	12	68	20	9,8	7,5	0,6	39	33	5	361
Menda-Nkwe	15	31	54	4,9	5,6	0,4	23	17	8	310
Nkwen	48	14	38	2,7	1,9	0,2	19	3	6	n.d.
Nseh	14	31	55	9,4	6,2	0,5	7	7	7	331
Santa	10	24	66	6,1	7,6	0,4	17	9	2	288
Swie	56	17	27	2,1	3,9	0,3	7	6	3	110

An jedem Standort wurden zwei Parzellen von je 9,35 m<sup>2</sup> abgesteckt. Diese wurden sechs Monate vor und direkt zur Beregnung von Hand durchgehackt und mit dem Rechen eingeebnet. Jede Parzelle wurde mit einem 60 min Regen (Trockenlauf) beregnet, der, falls kein Abfluß auftrat, auf 90 min verlängert wurde. Nach 30 min Pause folgte ein 30 min Regen (Naßlauf). In der Pause wurde die Parzelle erneut

<sup>1</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 8050 Freising/Weihenstephan.

abgerechnet, um die Verschlammung zu beseitigen und entstandene Ablaufrinnen einzuebneten.

Die Oberflächenrauigkeit, die als die Verkürzung eines Metallkettchens gemessen wurde, war auf allen Standorten ähnlich. Die Verschlammung der Oberfläche wurde mit einer Bonitur von 1-5 nach jedem Regen geschätzt. Alle Versuche fanden in der Trockenzeit statt, als die Böden ausgetrocknet waren.

### 3. Ergebnisse

Die sieben Standorte unterschieden sich im Abflußverhalten noch nicht deutlich nach dem 60 bzw. 90 min Trockenlauf (Abb. 1). Die Hälfte der Böden hatte keinen Abfluß. Während des Naßlaufs flossen bis über 60% des applizierten Regens oberflächlich ab. Auf drei Böden konnten insgesamt 120 mm Niederschlag in zweieinhalb Stunden kaum oder keinen Abfluß erzeugen.

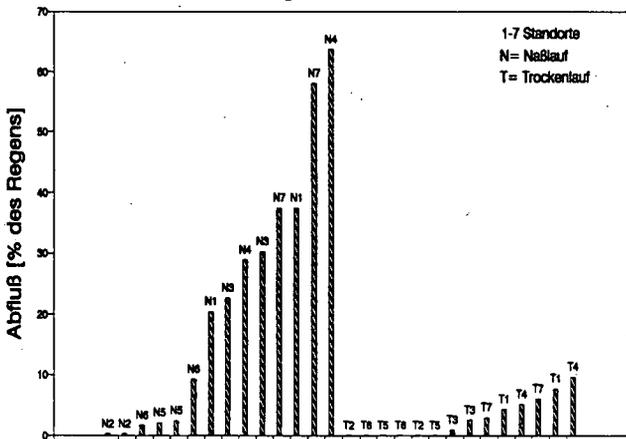


Abb. 1: Oberflächenabfluß aller Parzellen.

Böden, auf denen viel Oberflächenabfluß auftrat, zeichneten sich durch frühen Abflußbeginn und hohe durchschnittliche und maximale Abflußraten aus, welches auf eine Verschlammung der Oberfläche und/oder eine begrenzende Wasserleitfähigkeit schließen läßt. Einen weiteren Hinweis auf den Einfluß der Oberfläche gibt die Korrelation von Verschlammungsbonitur und Abflußbeginn (Trockenlauf:  $Y = 4,68 - 0,03x$ ;  $r^2 = 0,74^{**}$ ; Naßlauf:  $Y = 4,09 - 0,86x$ ;  $r^2 = 0,81^{**}$ ), sowie Endinfiltrationsrate<sup>2</sup> (Trockenlauf:  $Y = 109,41 - 7,6x$ ;  $r^2 = 0,45^*$ ; Naßlauf:  $Y = 123,85 - 18,1x$ ;  $r^2 = 0,55^*$ ). Der späte Abflußbeginn bei Böden mit wenig Abfluß beweist eine stabile, unversiegelte Oberfläche.

Den stärksten Einfluß auf den Abfluß hatte die organische Substanz und der Sandgehalt (Tab. 2). Alle Beziehungen waren hochsignifikant, jedoch erklärten sie nur einen mäßigen Teil des Abflußgeschehens. Die Korrelationen des Naßlaufs waren eindeutiger.

<sup>2</sup> Endinfiltrationsrate= mittlere Abflußrate der letzten 10 l [mm/h\*m<sup>2</sup>]./ Regenintensität während letzter 10 l [mm/h].

Die Endinfiltrationsrate wurde ebenfalls vom Gehalt der Böden an organischem Kohlenstoff und Sand teilweise erklärt. Schwächere Beziehungen bestanden zur Kationenaustauschkapazität und zur Verschlümmungsbonitur (Tab. 2).

Tab. 2: Korrelationen zwischen Bodeneigenschaften und Abfluß, sowie Endinfiltrationsrate.

Abfluß [% von Regen] und:	Trockenlauf r=	Naßlauf r=
Org	-0,65**	-0,84***
Sand	0,61*	0,78***
Endinfiltrationsrate und:		
Org	0,80***	0,88***
Sand	-0,79***	-0,77***
KAK	0,70**	0,64*
Verschl.bonitur	-0,74**	-0,73**

Signifikanz: \*= 0,05, \*\*= 0,01, \*\*\*= 0,001.

Der typische Abtragsverlauf zeigte zu Beginn des Regens eine mit der Ablaufrate zunehmende Sedimentkonzentration, die nach Erreichen eines Maximums zurückging und sich auf niedrigerem Niveau einpendelte. Das anfangs vorhandene transportierfähige Material wurde mit einsetzendem Abfluß aus der Parzelle ausgetragen. Anschließend reichte die Energie von Tropfenaufschlag und fließendem Wasser nicht mehr aus dieselbe Menge Material weiterhin verfügbar zu machen und die Sedimentkonzentration ging zurück.

Um die Standorte besser vergleichen zu können, wurde der Bodenabtrag mit Hilfe der Allgemeinen Abtragsgleichung (ABAG) auf 22,1 m Hanglänge, 9 % Hangneigung und 65 mm/h Regenintensität standardisiert. Der Regen auf trockenen Boden verursachte in einer Stunde bis zu 6,5 t/ha Bodenabtrag (Tab. 3), der 30 min Naßlauf erodierte bis zu 19 t/ha. Hohe Abträge hatten die beiden sandigen Tone in Nkwen und Swie mit geringen Humusgehalten, sowie der Boden in Mbah, der sich in den Bodeneigenschaften nicht offensichtlich von den Böden mit geringen Verlusten unterschied.

Tab. 3: Bodenabtrag und Erodibilität für die Einzelregen ( $K_e$ -Faktor).

Ort:	Abtrag [t/ha]		$K_e$ -Faktor [t*h/ha*N]		bayer. Böden <sup>3</sup>	
	Trockenlauf	Naßlauf	Trockenlauf	Naßlauf		
Mbah	1	3,6	6,5	0,05	0,17	n=32
	2	0,7	15,6	0,01	0,42	
Mbiyeh	1	0,0	0,0	0,00	0,00	
	2	0,0	0,0	0,00	0,00	
Menda-	1	0,6	4,0	0,01	0,11	
Nkwe	2	0,0	4,9	0,00	0,13	
	Nkwen	1	0,2	0,6	0,00	
2		1,7	19,1	0,02	0,52	
Nseh	1	0,0	0,3	0,00	0,01	
	2	0,0	1,9	0,00	0,05	
Santa	1	0,0	0,0	0,00	0,00	
	2	0,0	0,3	0,00	0,01	
Swie	1	0,2	4,1	0,00	0,11	
	2	0,1	8,6	0,00	0,24	
Mittelwert:			0,006	0,13	0,56	

<sup>3</sup> MARTIN (1988).

Ein Vergleich der Erodibilitäten für die Einzelregen ( $K_e$ -Faktoren) mit denen der bayerischen Böden zeigt wiederum die Stabilität der tropischen Böden. Das hohe Erosionsrisiko mancher tropischer Standorte wird demnach nicht durch die Erosionsanfälligkeit der Böden verursacht, sondern durch die hohe Erosivität der tropischen Niederschläge, die für die Nordwest-Provinz mit 800-1000 N/h angegeben werden (Roose 1977). Die R-Faktoren für Bayern variieren zwischen 50 und 120 N/h (SCHWERTMANN et al. 1987).

Der Bodenabtrag konnte weniger gut mit den Bodeneigenschaften in Beziehung gesetzt werden als der Abfluß. Signifikante Abhängigkeiten bestanden lediglich für den Naßlauf (Tab. 4). Bessere Parameter zur Schätzung des Abtrags waren der Abfluß, die Abflußrate und der Abflußbeginn, sowie die Verschlammungsbonitur.

Tab. 4: Einfluß von Bodeneigenschaften und Abfluß auf den Abtrag.

Korrelation von $K_e$ -Faktor und:	Trockenlauf r=	Naßlauf r=
$C_{org}$	-0,08	-0,46*
Ablauf [% d. Regen]	0,67**	0,76**
mittl. Ablaufrate	0,67**	0,74***
Ablaufbeginn	-0,55*	-0,60*
Verschlamm.bonitur	0,48*	0,56*

Signifikanz: \* = 0,05, \*\* = 0,01, \*\*\* = 0,001.

#### 4. Zusammenfassung

Ein wichtiger Teil der Böden der Nordwest-Provinz ist sehr struktur stabil und wenig erosionsgefährdet. Anfällige Böden zeichnen sich durch vergleichsweise geringe Gehalte an organischer Substanz und mittlere Sandgehalte aus, wobei jedoch auch einzelne Böden mit viel organischer Substanz anfällig sein können.

Das Erosionsrisiko wird vor allem durch die hohe Erosivität des Niederschlags bedingt und weniger durch die Anfälligkeit der Böden.

#### Literatur:

- MARTIN, W. (1988): Die Erodierbarkeit von Böden unter simulierten und natürlichen Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Dissertation, Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München-Weihenstephan, 160pp.
- ROOSE, E.J. (1977): Use of the Universal Soil Loss Equation to predict erosion in West Africa. In: Soil Erosion: Prediction and control. Soil Cons. Soc. Am., Ankeny, Iowa, 60-74.
- SCHWERTMANN, U.; VOGL, W. & KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart, Ulmer, 64pp.
- VAN RANST, E.; PAUWELS, J.M.; DEBAVEYE, J. & ZWEIER, K. (1989): Soil characterization and maize fertilization of PAFSAT experimental farms in the southern part of the North-West Province. Technical Report No.1, Dschang University Center, Soil Science Department, Republic of Cameroon, 71pp.
- VAN RANST, E.; PAUWELS, J.M.; DEBAVEYE, J. & ZWEIER, K. (1990): Soil characterization and maize fertilization of PAFSAT experimental farms in the northern part of the North-West Province. Technical Report No.2, Dschang University Center, Soil Science Department, Republic of Cameroon, 75pp.

**Untersuchung zur Schwermetall- und Arsenbelastung von Böden und Pflanzen im Stadtgebiet von Metro Manila, Philippinen**

von

E.-M. Pfeiffer\*, J. Freytag\*\* und H.-W. Scharpenseel\*

**1. Untersuchungsgebiet**

Metro Manila ist eine der am stärksten urbanisierten und industrialisierten Großstädte Südostasiens mit einer sehr hohen Bevölkerungsdichte. So leben nach offiziellen Statistiken 7,9 Millionen Menschen auf einer Stadtfläche von 636 qkm. Jüngste Schätzungen sprechen sogar von mehr als 10 Millionen Einwohnern mit steigender Tendenz.

Während der letzten vier Jahrzehnte zeigte die Industrialisierung im Großraum Manila einen starken Anstieg. Es ist zu beobachten, daß diese Entwicklung mit einer vermehrten Emissionsbelastung - besonders durch einige Schwermetalle - einhergeht.

Das Ziel der vorliegenden Studie ist die Bestimmung der Größenordnung von Schwermetall- und Arsengehalten in Böden und Pflanzen sowie die Ermittlung der flächenhaften Verbreitung im Stadtgebiet. Die Durchführung der Untersuchung in Form eines Rasters sollte die Identifizierung von Immissionszentren und u.U. sogar bei weiterer Datenauswertung das Erkennen einzelner Emittenten zulassen.

**2. Material und Methoden**

Für die rasterhafte Probennahme wurde das Nationale Philippinische Koordinatensystem der amtlichen topographischen Karten 1: 10.000 und 1: 25.000 zugrundegelegt. Die Bodenproben stammen aus 0-5cm und 5-15cm Tiefe.

Neben Graspflanzen von öffentlichen Grünflächen, Parks, Straßenrändern, Privatgärten etc., wurden Gemüse- und Reispflanzen von innerstädtischen Standorten analysiert. Die Pflanzenproben wurden nach einer Kurzwäsche bei 100°C getrocknet und pulverisiert. Die Multielementanalyse der Schwermetalle und der Hauptnährelemente erfolgte mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (X-RFA) und Total-reflektierender RFA (TRFA). Die Elemente Cd und As wurden mittels AAS bestimmt.

---

\* Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg

\*\* QSI, Hamburg

### 3. Resultate

Die Untersuchung gibt einen ersten generellen Überblick über die Höhe und die flächenhafte Verbreitung der Schwermetalle in Böden und Pflanzen im Großraum Manila wieder:

Das Bodeninventar des Untersuchungsraumes umfaßt neben den weitverbreiteten gestörten Aufschüttungsböden Typen wie eutrochepts, tropaquepts, vertic tropaquepts, tropudalfs, fluvaquents und hydraquents. Während die Elemente Arsen und Cadmium in fast allen Proben keine oder nur vereinzelt erhöhte Konzentrationen zeigten, wurden extreme Gehalte an Blei, Zink, Kupfer, Chrom, Nickel und Quecksilber sowohl in Böden (n=249) als auch in Pflanzen (n=134) gemessen:

#### Blei

Böden: Minimumwert(min)= 6ppm, Maximumwert(max)=3.888ppm; mehr als 50% der Oberböden zeigen höhere Gehalte als 100ppm Blei und müssen als belastet eingestuft werden.

Pflanzen: min= 0,5 ppm, max= 528 ppm; mehr als 50% aller Pflanzenproben zeigen höhere Gehalte als die Normalkonzentration von 6 ppm. 12% überschreiten den kritischen Grenzgehalt von 50 ppm Pb in der Trockensubstanz. Die Extremwerte werden in Gras- und Gemüsepflanzen von belasteten Böden in der Nähe einer Batteriefabrik im Nordwesten Manilas gemessen.

#### Zink

Böden: min= 56 ppm, max= 4.115 ppm; mehr als 40% der Oberböden müssen als belastet eingestuft werden.

Pflanzen: min= 10ppm, max= 1041 ppm; 47% aller Pflanzenproben zeigen höhere Gehalte als die tolerierbaren Konzentrationen von 100 ppm Zn; 10% haben mehr als den kritischen Gehalt von 300 ppm Zink, diese werden in Gräsern von straßennahen Weidestandorten gemessen.

#### Kupfer

Böden: min= 26 ppm, max= 1.213 ppm; 23% aller Bodenproben müssen als schwach bis stark belastet beurteilt werden.

Pflanzen: min= 4,5 ppm, max= 160 ppm; 53% aller Pflanzen erreichen den kritischen Wert von 30 ppm Cu; 5% der Proben enthalten mehr als 100 ppm Kupfer.

#### Nickel

Böden: min= 4 ppm, max= 91 ppm; 98% aller Bodenproben enthalten Ni-Werte in Höhe von geogenen Gehalten. Nickel hat hinsichtlich einer möglichen Bodenbelastung in Manila bisher keine Bedeutung.

Pflanzen: min= 0,01 ppm, max= 78 ppm; höhere Werte als Normalgehalte von 3 ppm werden in 61% aller Pflanzen gemessen, 22% erreichen kritische Konzentrationen von mehr als 30 ppm in Grasproben von Straßenrandböden.

### Chrom

Böden: min= 24 ppm, max= 576 ppm; 46% aller Oberböden hatten höhere Werte als Normalgehalte.  
Pflanzen: min= 0,2 ppm, max= 67 ppm; mehr als 70% aller Pflanzen haben höhere Gehalte als 3 ppm Cr; 10% überschreiten den kritischen Wert von 30 ppm Cr, sie stammen von Grünflächen und Privatgärten aus Stadtteilen mit extrem hoher Bevölkerungsdichte.

### Quecksilber

Böden: min= 0.1 ppm, max= 1,8 ppm; 87% aller Böden sind unbelastet bis schwach belastet.  
Pflanzen: min= 0,1 ppm, max= 4,5 ppm; 35% aller Pflanzen enthalten kritische Konzentrationen bis zu 0,5 ppm Hg. 6% enthalten extreme Gehalte von mehr als 1,5 ppm Hg in der Trockensubstanz. Diese stammen aus Wohngebieten am Pasig River.

## **4. Schlußfolgerungen**

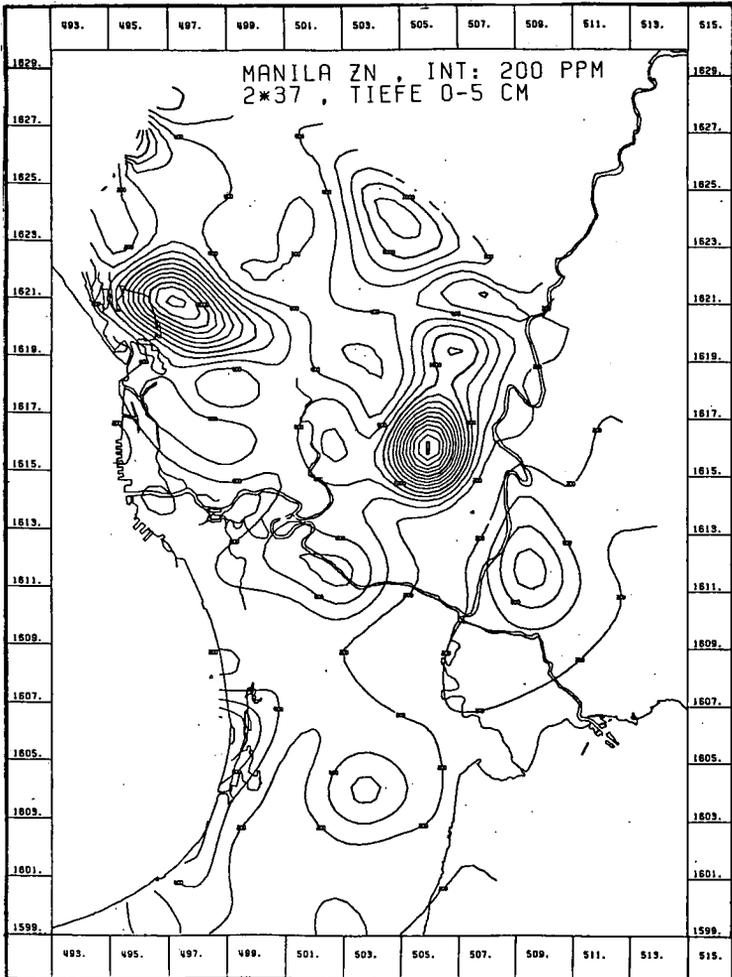
Viele der untersuchten Böden zeigen für mehr als ein Schwermetall erhöhte Konzentrationen. Die hohen Gehalte der Oberböden sind oft mit hohen Gehalten in den korrespondierenden Pflanzenproben korreliert. Die Kenntnis über die vorliegende Schwermetall- und Arsenbelastung gewinnt besonders an Bedeutung dadurch, daß in Manila fast jede Freifläche für die Nahrungsmittelproduktion genutzt wird. Große Bevölkerungsteile decken ihren täglichen Gemüsebedarf durch den eigenen Anbau auf belasteten Stadtstandorten wie Straßenrändern, Brachflächen und in Nähe von Industrien. Auch wenn man in Betracht zieht, daß die gemessenen Konzentrationen vorwiegend auf den Pflanzenoberflächen gefunden wurden, somit für den Eintrag über die Luft sprechen, ist zu bedenken, daß die Schwermetalle über Futterpflanzenutzung indirekt oder direkt über den Verzehr der Gemüsepflanzen in die menschliche Nahrungskette gelangen.

Für einige Schwermetalle wurden bereits Extremgehalte festgestellt, während andere erst in leicht erhöhten Konzentrationen auftreten. Die flächenhafte Verteilung der Schwermetalle zeigen, daß die Belastung bisher noch nicht flächenhaft für das gesamte Stadtgebiet gilt, jedoch bereits deutliche Belastungszentren vorhanden sind. Die Hauptbelastungszentren sind ohne Ausnahme im Nordwesten Metro Manilas - z.B. Caloocan City, Tondo, Navotas, Valenzuela und Makati - in den alten Siedlungsgebieten mit hoher Bevölkerungs- und Industriedichte lokalisiert.

## **5. Finanzierung:**

Diese Untersuchung wurde von der Europäischen Gemeinschaft finanziert.

**Abbildung 1: Zink-Verteilung und Zink-Belastungszentren in Oberböden im Stadtgebiet von Metro Manila, Philippinen**



**6. Literaturhinweis:**

**Pfeiffer, E.-M., J. Freytag und H.-W. Scharpenseel (1988):** Trace elements and heavy metals in soils and plants of southeast asian metropolis Metro Manila and of some rice cultivation provinces in Luzon, Philippines. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten , 11

Bedeutung des Ausgangsgesteins für die ökologischen Eigenschaften  
sudanesischer Vertisole  
von

Pfeiffer, D.<sup>+)</sup> , A. Khalil<sup>++)</sup> und H.-P. Blume<sup>+++)</sup>

Im Ost-Sudan treten überwiegend Vertisole auf. Zwischen Inselbergen aus Basalten, Graniten und Gneisen des Basements sowie flachconvexen Rücken aus Nubischen Sandsteinen, treten diese Böden in weiten Ebenen auf. Untersucht wurden die Vertisole der Region Gedaref (14° N, 35° E), einem bedeutenden Zentrum des sudanesischen Regenfeldbaus.

Die Region ist semiarid, der sommermonsunale Niederschlag beträgt etwa 500 - 600 mm pro Jahr, die potentielle Evapotranspiration etwa 1400 mm/a, die Jahresdurchschnittstemperatur 27,8°C. Die natürliche Vegetation ist Acacia mellifera Buschland.

Gegenstand der Untersuchung ist ein Vergleich der physikalischen und chemischen Eigenschaften verschieden gesteinsbürtiger Vertisole mit dem Ziel über eine differenzierte bodenkundliche Ansprache der Böden einen Beitrag zu leisten, der bei Planungen für Landnutzungen Berücksichtigung finden kann.

Der morphologisch auffälligste Unterschied zwischen den Vertisolen ist das unterschiedliche Oberflächenmuster bei Austrocknung, das auf unterschiedliche Korngrößenzusammensetzung und Tonmineralspezies zurückzuführen ist, die sowohl vom Gestein als auch von der topographischen Position abhängig sind. Grundsätzlich ist festzustellen, daß Ausprägung und Durchmesser des oberflächigen Polygonmusters mit steigendem Tongehalt größer werden. Je höher der Tongehalt sowie der Anteil smectitischer Tonminerale desto größer der Koeffizient linearer Ausdehnung, COLE, der das Schrumpf- Quellpotential der Böden beschreibt. Basaltbürtige Böden weisen die die höchsten Tongehalte auf, 70 - 80 %, COLE 0.15 - 0.20, gefolgt von granit- und sandsteinbürtigen mit 60 - 70 %, COLE 0.09 - 0.16. Die Unterschiede zwischen den beiden letztgenannten sind in erster Linie auf die topographische Position zurückzuführen. Vertisole in Senken sind jeweils ton- und smectitreicher.

Unabhängig vom Ausgangssubstrat und der Körnung sind die Vertisole schwach alkalisch wobei unter ariderem Klima die Reaktion etwas ausgeprägter ist. Gleiches gilt für die Salzgehalte, Vertisole im ariderem Klima sind im Unterboden schwach versalzt. Unterschiedliche Carbonatgehalte sind sowohl gesteins- wie klimabedingt.

+) Thedaweg 1 2960 Aurich

++) Soil Survey Service P.O. Box 249 Gedaref, SUDAN

+++) Institut f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Ohlshausenstr. 40 23 Kiel

Relativ hohe Gehalte im Oberboden granitbürtiger Vertisole werden als klimabedingt ge- deutet während vergleichbar hohe Gehalte in sandsteinbürtigen Vertisolen vermutlich auf das Ausgangssubstrat der Bodenbildung, carbonathaltiger Schluffstein, zurückzuführen sind. Die relativ geringen  $\text{CaCO}_3$ -Gehalte im Oberboden basaltbürtiger Vertisole sind niederschlagsbedingt. Höhere  $\text{CaCO}_3$ -Gehalte sind im Unterboden anzutreffen. In Tab. 1 sind jeweils die Eigenschaften eines typisch basalt-, granit- und sandsteinbürtigen Vertisols der Gedaref Region dargestellt.

**Tab. 1 Typische Eigenschaften eines basalt-, granit- und sandsteinbürtigen Vertisols**

**Entic Chromustert aus Basalt**

Hor.	Tiefe dm	Farbe Munsell	S U T Gew. %	pH	ECe mS	CaCO <sub>3</sub> %	Corg. %	C/N	KAK meq/100g
Ah01	00 -02	10YR 4/2	2 20 78	7.7	0.5	0.8	0.8	11	75
Ah01	02 -06	10YR 4/2	3 24 73	7.8	1.0	0.8	0.8	10	76
Ah03	06 -09	10YR 4/2	4 21 75	7.9	0.9	1.4	0.7	08	85
Ah04	09 -13	10YR 4/2	4 22 74	7.9	1.4	2.4	0.8	11	86
Ahk1	13 -15	10YR 5/3	4 26 70	7.9	1.0	4.4	0.7	10	81
Ahk2	15 -18	10YR 5/3	4 22 74	8.0	0.9	11.0	0.4	21	83

**Typic Chromustert aus Granit**

Ahk1	00 -02	10YR 3/3	2 27 71	7.8	1.0	4.8	0.8	11	70
Ah01	02 -05	10YR 3/3	3 25 72	7.8	1.1	3.8	0.8	13	68
Ah02	05 -09	10YR 3/3	2 23 75	7.9	2.5	3.7	0.7	14	65
Ah03	09 -12	10YR 3/3	2 22 76	7.9	3.8	3.2	0.8	20	66
Ah04	12 -15	10YR 3/3	2 22 76	7.8	4.3	3.6	0.6	23	67
ACk1	15 -20	10YR 4/2	4 23 73	8.0	4.3	5.6	0.3	14	61

**Typic Chromustert aus Sandstein**

Ah01	00 -02	10YR 3/2	23 20 57	7.6	0.5	3.1	1.0	11	59
Ahk1	02 -05	10YR 3/3	20 19 61	7.8	0.5	4.7	0.8	10	60
Ahk2	05 -08	10YR 3/2	17 20 63	7.9	0.5	4.8	0.9	11	58
Ahk3	08 -12	10YR 3/3	14 18 68	8.0	0.9	4.0	0.8	10	51
ACk1	12 -16	10YR 3/2	12 17 71	8.1	1.4	4.6	0.6	10	50
ACk2	16 -18	10YR 4/2	10 17 73	8.1	1.6	7.2	0.4	10	50

Bedingt durch höchste Ton- und Smectitgehalte in basaltbürtigen Vertisolen ist in ihnen die KAK, 75 - 85 meq/100g, sowie die tonspezifische KAK, 90 - 110 meq/100g Ton, am höchsten. Entsprechend der Tongehalte, 60 - 70 % und der Tonmineralspezies, Smectit begleitet von Kaolinit, ist in sandsteinbürtigen Vertisolen die KAK, 50 - 60 meq/100g und tonspezifische KAK, 64 - 94 meq/100 g Ton, am geringsten. Die entsprechenden Gehalte granitbürtiger Vertisole liegen dazwischen. Unterschiede in der Basensorption sind sowohl gesteins- als auch klimabedingt. Basaltbürtige Vertisole weisen die höchsten Mg-Gehalte auf gefolgt von sandsteinbürtigen.

Unterschiede in der Na-Sorption sind klimabedingt und entsprechend der Salzgehalte im Arideren höher. Die unterschiedliche K-Sorption mit höchsten Gehalten in granitbürtigen Vertisolen ist gesteinsbedingt. Entsprechend den Sorptionsverhältnissen weisen die Vertiole unterschiedliche Gehalte an verfügbaren Nährstoffen wie Ca, Mg und K auf, Tab. 2. Die Ca- und Mg-Gehalte sind in allen Vertisolen als sehr hoch zu bewerten (Schlichting u. Blume, 1968, 1989). Die K-Gehalte sind als mittel zu bewerten, die P-Gehalte als extrem niedrig (Pagel, 1982). Bedingt durch die starke Aggregation der Böden muß davon ausgegangen werden, daß nur ein Teil der an Feinerde gemessenen Nährstoffe pflanzenverfügbar ist.

Die Nährstoffreserven (Aufschluß mit kochender HCl-konz.) sind gesteinsbedingt unterschiedlich, Tab. 2. Die Gehalte an Ca und Mg sind in allen Vertisolen als extrem hoch einzustufen. Die Reserven an Kalium sind in granitbürtigen am höchsten, jedoch nur als mäßig zu bewerten. Die K-Reserven in basalt- und sandsteinbürtigen Vertisolen sind als gering einzustufen. Gleiches gilt für alle Vertisole für die P-Reserven, die als sehr gering zu bewerten sind (Schlichting u. Blume, 1966).

**Tab. 2 Verfügbare Nährstoffgehalte und Reservenährstoffgehalte  
(Mittelwerte der oberen 3 dm)**

Vertisol aus	verfügbar				Reserven			
	Ca	Mg	K	P	Ca	Mg	K	P
	g / m <sup>2</sup> für 3 dm Wurzelraum							
<b>Basalt</b>	3300	1100	110	1,0	6800	6300	530	80
<b>Granit</b>	3600	480	170	1,8	4600	6600	875	130
<b>Sandstein</b>	2700	640	140	1,8	3900	3000	330	60

Die verfügbaren Stickstoffgehalte liegen zwischen 2 - 8 g/m<sup>2</sup> (angenommene Mineralisationsrate von 1 - 3 % pro Jahr)

Die Gehalte an verfügbaren Spurennährelementen sind nur bei Fe aus reichend, 9 - 11 mg /kg während die Gehalte an Mn und Cu nahe am Grenzwert 5 mg/kg kritischer Versorgung liegen. Die Zn-Versorgung, 0,05 mg/kg, ist in allen Vertisolen unzureichend.

Die Reserven an Spurennährelementen besonders an Fe und Mn sind ausreichend hoch.

Die hohen Nährstoffgehalte und somit die potentielle Fruchtbarkeit der Vertisole können nur bei ausreichender Wasserversorgung ausgeschöpft werden. Der Wasser- und Luft-haushalt der Böden ist daher von besonderer Bedeutung. Entsprechend des hohen Tongehaltes zeigen basaltbürtige Vertisole bei Sättigung sowie beim permanenten Welkepunkt die höchsten Wassergehalte gefolgt von granit- und sandsteinbürtigen Vertisolen. Typische Wasser- und nutzbare Wasserkapazität sind in Tab. 3 wiedergegeben.

Tab. 3 Typische Wasserkapazität (nFK1 = pF1.8 - pF4.2; nFK2 = pF2.5 - pF4.2)

Vertisole aus	pF 1.8	pF 2.5 Gew. %	pF 4.2	nFK1 mm / dm	nFK2
Basalt	45 - 50 47.6	40 - 45 42.1	34 - 38 35.3	15.7	8.6
Granit	41 - 48 43.9	32 - 41 36.1	26 - 28 23.7	17.3	11.9
Sandst.	31 - 38 34.8	27 - 30 28.8	21 - 26 24.1	15.3	6.7

Bedingt durch extrem geringe hydraulische Leitfähigkeiten, <1 cm/Tag, erfolgt weder unter Bewässerung noch unter natürlichem Niederschlag eine vollständige Aufsättigung der Böden bis in größere Tiefen. Die beim Beginn einer Aufsättigung durch Schrumpfrisse in größere Tiefe gelangenden Wassermengen sind nicht ausreichend, um die Böden genügend von unten aufzusättigen. Aus Feldversuchen abgeleitet kann angenommen werden, daß nur der Oberboden 0 - 3 dm entsprechend pF 1.8 aufgesättigt wird, während der Unterboden 3 - 10 dm nicht höher als entsprechend pF 2.5 aufgesättigt wird. Die Diffenenzgehalte bis zum permanenten Welkepunkt für einen Wurzelraum von 10 dm ergeben für einen basaltbürtigen Vertisol 117 mm, für einen granitbürtigen 128 mm und für einen sandsteinbürtigen 93 mm nutzbares Wasser. Die nutzbare Feldkapazität ist daher nur als mittel einzustufen. Die Luftkapazität der Böden bei Sättigung liegt zwischen 3 - 6 % und ist als gering zu bewerten (Bodenkl. Kartieranleitung, 1989).

Ein signifikanter Unterschied hinsichtlich Wasser- und Luftkapazität zwischen verschiedenen substratbürtigen Vertisolen war nicht zu erkennen. Es ist jedoch zu vermuten, daß höhere Anteile an Feinsand und Schluff wie bei granitbürtigen Vertisolen günstig auf den Wasser- und Lufthaushalt wirken, sofern Smectit das vorherrschende Tonmineral ist. Mit zunehmenden Gehalten an Kaolinit sowie bei erhöhter Na-Sorption verlieren sich diese positiven Effekte aufgrund reduzierter Aggregatstabilität.

### Zusammenfassung

Aus Gesteinen wie Basalt; Granit, Nubischem Sandstein haben sich im Ost-Sudan Vertisole gebildet, die sich in ihrer Mineralzusammensetzung, Körnung, Kationaustauschkapazität und -sorption, Nährstoffgehalten und im Wasserhaushalt unterscheiden. Diese Unterschiede werden durch Klima und Reliefposition überprägt und häufig nivelliert. Angesichts der hohen Kationaustauschkapazität und des unausgewogenen Nährstoffangebotes kommt dem Wasserhaushalt der Böden eine besondere Bedeutung zu. Niederschlagsangebot und Reliefposition sind dabei von größerer Bedeutung als substratspezifische Unterschiede. Bei der Beurteilung der ökologischen Eigenschaften der Böden im Hinblick auf Landnutzung sind die Faktoren Gestein, Klima und Relief gleichsam zu berücksichtigen.

### Literatur:

- FIFTH INTERNATIONAL SOIL CLASSIFICATION WORKSHOP, Sudan, 2 to 11 November 1982. Soil Survey Administration Khartoum, Sudan 1982.
- KUMUAR, K. (1982) Vertisols And Rice Soils Of The Tropis. 12<sup>th</sup> International Congress Of Soils Science, New Dehli, India, 8 - 16 February 1982, Symposia Paper II
- SCHLICHTING, E. UND H.-P. BLUME (1966) Bodenkundliches Praktikum. Parey, Hamburg und Berlin

**Genese und Ökologie eines 'Silcretic Duraquept'**

von U. Pfisterer<sup>†</sup>, M. Kanig<sup>\*\*</sup>, H.-P. Blume<sup>†</sup> und H. Schnitt<sup>†</sup>

Verkieselungen und Si-Anreicherungen in Böden werden in der Regel semiaridem und aridem Klima zugeordnet, oder Böden aus Gesteinen mit hohem Anteil an vulkanischen Gläsern. Auch die Soil Taxonomy geht bei der Bildung von Durinodes und Duripan von einer Entstehung in dem genannten Klima aus.

Im tropisch-feuchten Klima Süd-Ost Brasiliens (Af-Klima nach Köppen) wurden in einem quellwasserbeeinflussten Aquept am Hangfuß zweierlei Arten der Si-Anreicherungen (Silcrete und Duripan) gefunden, als Klassifikationseinheit der Soil Taxonomy wurde 'Silcretic Duraquept' vorgeschlagen (vgl. Pfisterer, 1991).

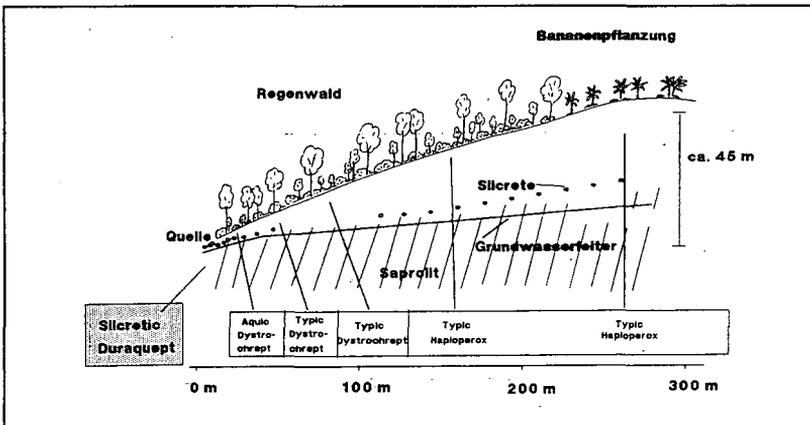


Abb. 1: Catena aus Dunit, Süd-Ost Brasilien.

Ausgangsgestein ist ein serpentinierter Dunit, der nephelin-syenitische Gänge aufweist (vgl. Abb. 3).

Die Catena an deren Hangfuß sich der Duraquept gebildet hat, weist auf der Kuppe bis zu 20 m mächtige Haploperoxe und am Mittel- und Unterhang weniger mächtige Dystrochrepts auf (Abb. 1). Bei Bohrungen wurden

<sup>†</sup>Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel 1; <sup>\*\*</sup> 5100 Aachen, Goerdelerstr. 13

wiederholt Silcreteschichten durchteuft (Friedrich et al. (1987), die offenbar in Lagen oberhalb und im Saprolit vorkommen.

Der serpentinisierte Saprolit steht auf der Kuppe in ca. 20 m an, am Unterhang bei etwa 3 m. Der obere Bereich des Saprolits stellt den Grundwasserleiter dar (vgl. Schellmann, 1964). Am Hangfuß tritt hierdurch relativ Si und Mg-reiches (12 ppm bzw. 4 ppm) Wasser aus. Beide Elemente stellten etwa 95% des Gesamtelektrolytgehaltes des Grundwassers dar. Die Eisengehalte liegen bei 0,2-0,3 ppm, die von Al bei 0,03 ppm.

**Profilbeschreibung:**

'Silcretic Duraquept', clayey ferritic thermic (Profil 1 in Abb. 1), aus serpentinisiertem Dunit unter Regenwald, Feuchtmull, Bedeckungsgrad 100%, Kräuter, wenig größere Bäume, Hangfuß, Hangneigung 5%, Hangrichtung ONO. Im Amh- bis zum BmG2-Horizont entwickelte sich ein Duripan.

- 3-0 cm L/Of teilzersetzte Streu, Wurzelfilz, Mull, 6YR 4/4 (reddish brown), pH (CaCl<sub>2</sub>) 6.2, pH (H<sub>2</sub>O) 6.2, W6, h6, frisch, Silcrete: 50 %, bis 20cm Ø, abgerundet, quarzitähnlich.
- 0-18 cm Aa T1, 10YR 2,5/2 (very dark brown), pH (CaCl<sub>2</sub>) 5.4, pH (H<sub>2</sub>O) 5.8, KAK 12.0/20.8\*, V-Wert: 74%, krü, W6, h5, Pa3 gr1, Ld2, naB 80% Silcrete bis 20 cm Ø, abgerundet, quarzitähnlich.
- 44 cm Amh T1, 10YR 4/4 (dark yellowish brown)(80%), 5YR 5/6 (yellowish brown)(10%), 10YR 6/2 (light brownish gray)(10%), pH (CaCl<sub>2</sub>) 5.7, pH (H<sub>2</sub>O) 5.6, KAK 10.1/17.9\*, V-Wert: 59%, koh-kit, W0<sup>-1</sup>, h0-1, Ld4, naB, 80% Silcrete bis 20 cm Ø, abgerundet, z.T. quarzitähnlich.
- 105 cm BmG1 Ls2, 6YR 4/6 (yellowish red), pH (CaCl<sub>2</sub>) 6.1, pH (H<sub>2</sub>O) 6.3, KAK 18.1/30.9\*, V-Wert: 58%, kit, Ld 3, feucht, Mn<sup>2+</sup> Konkretionen und sandartiges Silcrete (20%).
- 150 cm BmG2 Lu, 7YR 4/4 (dark brown), pH (CaCl<sub>2</sub>) 6.2, pH (H<sub>2</sub>O) 6.3, KAK 15.2/23.7\*, kit, Ld3, feucht, Mn-Konkretionen.
- >175 cm BG Ut, 3YR 4/6 (red), pH (CaCl<sub>2</sub>) 6.2, pH (H<sub>2</sub>O) 6.2, KAK 16.6/29.1\*, koh, feucht.

In den Aa- bis Amh-Horizonten besteht der Boden überwiegend aus Silcret (Ab. 2): Es handelt sich dabei um quarzitharte Si-Verfestigungen, die häufig eine dichte Matrix aus Quarz aufweisen, aber auch netz- und drusenartig ausgebildet sein können. Zwischen 44-150 cm Tiefe tritt ein durch SiO<sub>2</sub> verursachtes Kitt- bis Kohärentgefüge auf. Ea wurden alle Formen von wasserreicher Kieselsäure bis zum neugebildeten Quarz beobachtet. Z.T. tritt Opal auf; Kieselsäureanreicherungen sind im Dünnschliff als Schlieren zu erkennen oder auch als Flocken in der Größe von 50-200 µm.

Infolge des hohen Silcreteanteils im Oberboden sind dort nur maximal 20 % des Bodens durchwurzelbar, im Amh-Horizont ist die Durchwurzelbarkeit noch zusätzlich durch die Duripanbildung stark eingeschränkt.

Genese: Die Genese des 'Silcretic Duraquept' ist offenbar polygenetischer Art. Silcret bildete sich quasi in situ bei der Verwitterung des Dunits im Saprolit

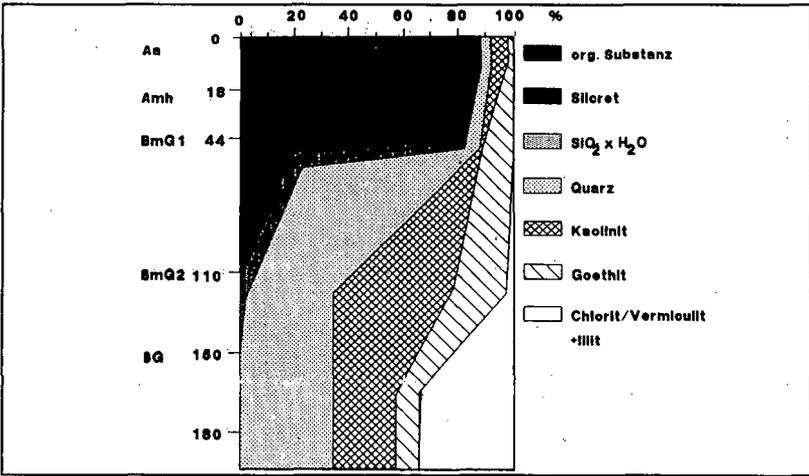


Abb. 2: Anteile (in %) an organischer Substanz, Silcret und mineralischer Komponenten an einem 'Silcretic' Duraquept.

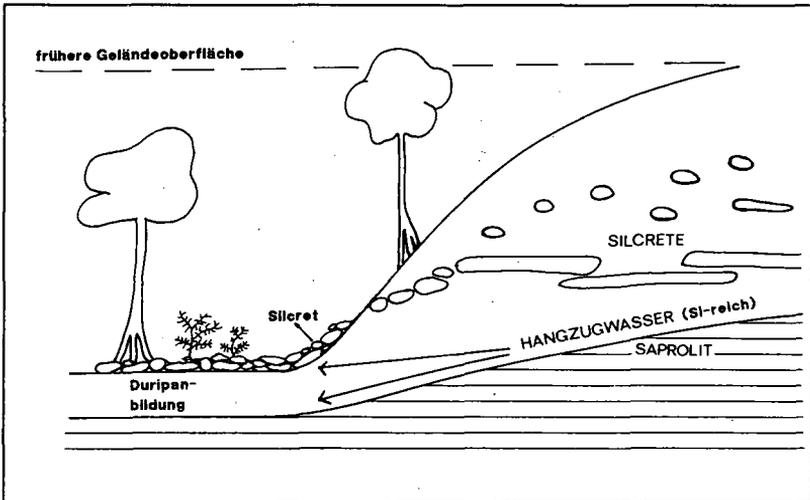


Abb. 3: Skizze der Genese des 'Silcretic' Duraquept.

(s.a. Golightly 1981) und reicherte sich, ausgehend von einer früheren Hochebene, im Zuge der Talbildung in der Senke an (Abb. 3). Durch das am Unterhang austretende Grundwasser fällt Si aus und bildet einen Duripan. Die Verkieselung des Bodens im Amh- bis zum BmG2-Horizont wird vermutlich in

Jahren mit geringem Niederschlag wegen der höheren Konzentration der Bodenlösung begünstigt. Es ist auch zu vermuten, daß die Wasserleitfähigkeit des Bodens verringert wird und damit die Polymerisation gefördert wird.

Ökologie: In Tab. 1 sind die KAK und die Anteile der Kationen an den Austauschern für die oberen drei Horizonte angegeben. Die relativ hohe Basensättigung ist auf biogene Akkumulation und durch Zufuhr von Hangzugwasser zurückzuführen. Es zeigte sich in allen Horizonten eine Dominanz von Mg an den Austauschern, was auf die ständig Zufuhr von Mg-haltigem Wasser zurückzuführen ist. Der Gehalt an austauschbaren Nährstoffen ist als sehr gering zu bewerten.

Tab. 1: KAK (eff) und Anteil der Kationen an den Austauschern eines 'Silcretic Duraquet' in den oberen drei Horizonten und austauschbare Nährstoffmengen (bezogen auf den Feinerdeanteil).

		KAK	Na	K	Ca	Mg	H+Al
Horizont	Tiefe (cm)	cmol <sub>c</sub> /kg Ton	%				
Aa	0-18	22,0	2,2	6,7	11,1	55,6	24,4
Amh	-44	10,1	2,0	1,9	2,0	52,6	41,5
BmG1	-105	18,1	1,6	2,0	11,4	44,5	42,5
austauschb. Nährstoffmengen (g/m <sup>2</sup> /30 cm)			0,04	0,12	0,19	1,03	-

Durch das Quellwasser erfolgt eine ganzjährige Wasserversorgung, das Grundwasser ist relativ O<sub>2</sub>-reich, Reduktionsmerkmale waren im Boden nicht erkennbar. Die Dominanz von Mg an den Austauschern und die damit bedingte ungleichgewichtige Verteilung der Nährstoffe könnte den Pflanzenwuchs limitieren, wie es z.B. Alexander et al. (1989) auf serpentinitischen Böden Californiens feststellten.

Trotz des hohen Gehaltes an Cr und Ni im Boden waren in Pflanzenteilen keine erhöhten Gehalte dieser toxischen Schwermetalle feststellbar. Cr liegt z.B. in den verwitterungsresistenten Cr-Spinellen vor und ist nicht pflanzenverfügbar.

Lit: Alexander, E.B; C. Adamson P.J. Zinke und R.C. Graham (1989): Soils and conifer forest productivity on serpentinitized Peridotite of the Trinity Ophiolite, California. Soil Science 148:412-423. - Friedrich, G., Marker, M. Kanig, A. Germann (1987): Mineral Prospecting and Geological Mapping in Laterite covered Areas of Brazil. Endbericht, BMFT-Projekt R214, Bd. I und II. Inst. f. Mineralogie und Lagerstättenlehre, RWTH Aachen. - Gollightly, J.P. (1981): Nickeliferous Laterite Deposits. Econ. Geol. 75th Ann. Vol. S. 710-735. - Pfisterer, U. (1991): Genese, Ökologie und Soziologie einer Bodengesellschaft aus Ultrabazit und Bodenformen assoziierter Gesteine des süd-ost brasilianischen Regenwaldklimas'. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde' Nr. 14, Kiel.

## Bodenkundliche Probleme im Irak und in Äthiopien

von  
Reuter, G. +)

### 1. Einleitung

Entsprechend dem Tagungsschwerpunkt "Entwicklungsländer" sollte im Vortrag an drastischen Beispielen aus dem Irak und Äthiopien deutlich gemacht werden, daß der Boden als die natürliche Grundlage der landwirtschaftlichen Produktion in Abhängigkeit von den geologischen und klimatischen Voraussetzungen sehr unterschiedliche Fruchtbarkeitseigenschaften aufweisen kann, und daß der Landwirt -wie auch die verantwortlichen Behörden- die standortbedingten Entwicklungstendenzen des Bodens kennen und berücksichtigen muß, um auf Dauer erfolgreich zu wirtschaften und die Bodenfruchtbarkeit über Generationen zu erhalten.

Der Vortrag wurde durch zahlreiche Lichtbilder und persönliche Erlebnisse illustriert. Der Autor ist bereit, ihnauf Anforderung -auch in erweiterter Form- zu wiederholen.

### 2. Irak

Aus dem Irak, einem subtropischen Land, in dem 12 Mio. Menschen auf 0,5 Mio. km<sup>2</sup> leben und zu ernähren sind, werden 3 unterschiedliche Gebiete mit ihren bodenkundlichen Besonderheiten und Problemen vorgestellt:

#### 2.1 Tiefland von Euphrat und Tigris

In Mesopotamien, wo nach der Legende am Zusammenfluß von Euphrat und Tigris (Ortschaft Qurna) der "Garten Eden", also das Paradies, lokalisiert wurde, kann man noch heute sehr fruchtbare Standorte finden. Ein Beispiel ist das Gebiet von Hamdan südlich von Basrah. Aus zumeist schluffreichen Sedimenten hat sich hier am Shatt al-Arab unter dem Einfluß einer traditionellen sinnvollen Wasserregulierung ein Boden entwickelt, der mit Dattelpalmen und Gemüsekulturen intensiv genutzt wird. Das Profil (schwach vergleyte Braunerde) läßt einen humosen krümeligen Oberboden und tiefgründige Durchwurzelung erkennen. (Im Irak stehen insgesamt 33 Mio. Datelpalmen. Ihre Anbaufläche nimmt -nach Gerste, Weizen und Reis- den 4. Platz ein).

Allerdings finden sich derartig fruchtbare Standorte nur in geringer Verbreitung, entlang der Flüsse. Der weitaus überwiegende Anteil der Landwirtschaftlichen Nutzfläche im Tiefland von Euphrat und Tigris liefert praktisch nur mittels der künstlichen Bewässerung die erforderlichen Erträge, denn die Jahresnieder-

---

+ ) Universität Rostock, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Justus-von-Liebig-Weg 6, PF 27-06, Rostock, D-0-2500

schläge liegen weit unter 200 mm. Seit alters her wird die Oberflächenbewässerung praktiziert. Neben primitiven Einstau-techniken, die sich seit Jahrtausenden für einen bescheidenen Ackerbau bewährt haben, hat die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion in unserem Jahrhundert zu einer Verstärkung der Bewässerungsmaßnahmen geführt, in deren Folge verheerende Versalzungen eingetreten sind. Wie aus den Beispielerträgen in Tab.1 erkennbar wird, ist die Geschwindigkeit dieser Bodenverschlechterung in der Gegenwart wesentlich größer und bedrohlicher als zur Zeit der Sumerer vor 4000 Jahren:

Tab.1 Veränderung der Getreide-Erträge durch Bodenversalzung auf Standorten im Irak (EL-HAKIM 1973)

Gebiet	Jahr	dt/ha	mmhos/cm
Girsu	2400 v.Chr.	17,4	
"	2100 "	10,0	
Dujailah	1945 n.Chr.	16,0	0,0
"	1950 "	10,0	5,0
"	1954 "	0,0	15,2

Die wirtschaftlichen und sozialen Folgen dieser negativen Bodenentwicklung werden deutlich, wenn man z.B. den kurzfristigen Aufstieg und Verfall des staatlich geförderten DUJAILAH-Projekts betrachtet: Im Zeitraum von 1945 bis 1965 wurden in dem brachliegenden Gebiet (62500 ha) insgesamt 2958 Siedlerbetriebe gegründet. Die Zahl der wirtschaftenden Betriebe betrug maximal 1393 im Jahre 1954. Sie fiel dann -trotz weiterer Neugründungen- bis auf restliche 100 im Jahre 1970, weil nach jeweils 9 Jahren der Getreidebau eingestellt werden mußte.

Bei den Salzböden handelt es sich weitgehend um den Solontschak, wobei landesüblich unterschieden wird zwischen

- Shura (weiße Oberfläche, weniger hygroskopische Salze:  $\text{CaSO}_4$ ,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NaCl}$ ) und
- Sabakh (braune Oberfläche, überwiegend stärker hygroskopische Salze:  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{CaCl}_2$ ).

Als wirksame Maßnahme zur Bekämpfung der Versalzung wurde das Kombinationsverfahren aus Be- und Entwässerung erkannt und eingeführt. Zwischen den Vegetationsperioden erfolgt ein kontrollierter Überstau, wozu sich besonders das salzarme Tigriswasser eignet. Durch Dräntiefen bis  $> 2$  m wird die Auswaschung der Salze sowie ein für die meisten Kulturpflanzen (Luzerne, Zuckerrohr u.a.) günstiger Grundwasserstand von 1,5 m u.Fl. gewährleistet.

Ein bislang noch ungelöstes Problem ist die infolge der lokalen Entsorgungssysteme zunehmende Versalzung großer Gebiete im SO des Irak, von der z.B. das Sumpfgbiet des Hor betroffen ist. Bereits 1973 wurde als technologisch und finanziell gewaltiges Projekt der "Tigris-Euphrates Main Outfall Drain" in Angriff ge-

nommen. Dessen Ziel ist es, die aus den verschiedenen landwirtschaftlichen Teilgebieten Mesopotamiens kommenden Salzmengen durch ein koordiniertes Kanalsystem bis in den Arabischen Golf abzuleiten.

### 2.2 Bergland im Nordosten

In den Hanglagen des zumeist von Kurden bewohnten Berglandes findet man Braunerden mit unterschiedlichem Entwicklungsgrad. Die durch Waldarmut (teilweise infolge strategischer Abholzungen) begünstigte Erosion erreicht drastische Ausmaße. Auf den Hochflächen treten Kastanoseme mit Vertisol-Merkmalen auf.

### 2.3 Landwirtschaft in der Wüste ?

Im Westen des Irak erstrecken sich ausgedehnte Wüsten, deren Unfruchtbarkeit sprichwörtlich ist. Es gibt jedoch Teilgebiete, die in heutzutage erreichbarer Tiefe bedeutende Wasservorräte aufweisen. So wurde von der Universität Basrah bei AL-ZUBAIR eine Landwirtschaftliche Versuchsstation eingerichtet, die sich mit Anbauverfahren auf den nahezu humusfreien Sandstandorten (Rohboden) unter Nutzung des aus 20 m Tiefe gepumpten Wassers befaßt. Schwerpunkt sind Versuche mit der Tropfenbewässerung (drop irrigation) zur sparsamen und wirtschaftlichen Verwertung des kostbaren Wassers.

## 3. Äthiopien

Aus der Fülle von ungelösten landwirtschaftlichen Problemen in diesem überwiegend gebirgigen Entwicklungsland im NO Afrikas, dessen Bevölkerung durch politische Fehlleistungen in große Not geraten ist, sollen lediglich zwei der bodenkundlich relevanten hervorgehoben werden. Aus Platzgründen kann nicht auf weitere Probleme eingegangen werden, wie z.B. die erweiterte bzw. effektivere Nutzung der sehr fruchtbaren, aber schwer zu bearbeitenden Vertisols oder die Entwicklung der durch fehlende Infrastruktur und allgemeine Armut völlig unzureichende Versorgung mit Düngemitteln und technischer Ausrüstung.

### 3.1 Erosion

In den weit verbreiteten Gebieten mit stark ausgeprägtem Relief haben die durch unregelmäßige und oftheftige Niederschläge begünstigten Erosions- und Umlagerungsprozesse zu stark differenzierten Bodenverhältnissen geführt, die eine rationelle landwirtschaftliche Nutzung erschweren. Beispielsweise finden sich in der am Steilabfall (escarpment) zwischen Asmara und

Massawa gelegenen Landwirtschaftlichen Versuchsstation von EMBATKALA auf einer Fläche von wenigen Hektar folgende Bodenprofile, aus denen enorme Fruchtbarkeitsunterschiede ersichtlich sind:

Profil Nr.	Gelände- position	Boden- bezeichnung	Horizont Ap bzw. Ah		Humus- vorrat in t/ha
			Tiefe in cm	% Humus (Cxl,724)	
1	Oberhang	Rohboden	0 - 5	0,3	2
2	Mittelhang	Ranker	0 - 20	0,7	18
3	"	Ranker	0 - 25	2,7	88
4	Unterhang	Kolluvium	0 - 140	1,6 ( $\bar{x}$ )	291

Es gibt Betriebe, in denen das kolluviale Bodenmaterial in mühsamer Handarbeit hangaufwärts zu den devastierten Standorten transportiert wurde.

Die zur Bekämpfung der Erosion notwendigen Terrassierungen sind in den betroffenen Gebieten nur unzureichend vorhanden.

### 3.2 Trockenschäden

Bei insgesamt sehr differenzierten klimatischen Bedingungen gibt es in Äthiopien große Anteile der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche, deren Ertragsleistungen in erheblichem Ausmaß durch Trockenschäden beeinträchtigt werden. Im N und SO des Landes kommt es in den Übergangszonen zur Halbwüste in Trockenjahren auf den Lithosols und Regosols, aber auch auf besseren Böden (Cambisols) zu totalen Ernteausfällen.

Sofern es sich um Standorte handelt, wo während kurzer Perioden reichlich Niederschläge fallen, deren Spende aber durch zu raschen Abfluß verloren geht, empfiehlt sich die Anlage von Rückhaltebecken. Ein gutes -aber leider noch seltenes- Beispiel hierfür ist der schon während der italienischen Kolonialzeit eingerichtete Betrieb von ELABERET (Eritrea). Für eine Landw. Nutzfläche von 300 ha wurden 7 Staubecken angelegt, die insgesamt 2,8 Mio. Kubikmeter abfließendes Oberflächenwasser sammeln, was für die ganzjährige Nutzung mit verschiedenen Kulturen ausreicht.

### 4. Literatur

- Broschüre. Department of execution of Tigris-Euphrates Main Outfall Drain. Headquarter in Kut. 24 S.
- EL-HAKIM, A.H.: Das Dujallah-Projekt (Irak). - Z.Ausl.Landw. 12 (1973), 245-268
- FIEDLER, H.J.; BELAY, G.: Geostate factors and soils of Ethiopia. Chem.Erde, Jena 47 (1987), 255-270
- FIEDLER, H.J.; BELAY, G.: Forests and their importance for soil conservation in Ethiopia.- Arch.Nat.schutz Landsch.forsch. Berlin 28 (1988), 161-175

## **Probleme der landwirtschaftlichen Nutzung von Vertisolen und vertisolartigen Böden in Zentralindien - ein Beispiel auf dem Malwa Plateau**

von Schmidt, M. und Tüselmann, H.\*

### **1. Einleitung und Fragestellung**

Angeichts des enormen Bevölkerungswachstums Indiens von 2,2% jährlich und der sich ausweitenden Landflucht in die expandierenden Metropolen besteht die Notwendigkeit einer optimalen und nachhaltigen Nutzung der landwirtschaftlichen Ressourcen zur Nahrungsmittelproduktion. Bisher wurde in Indien nur auf die Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktivität durch Technisierung (Grüne Revolution) hingearbeitet. Ökologische Gesichtspunkte und die Frage der Nachhaltigkeit wurden jedoch kaum berücksichtigt. Im Rahmen einer Land-Evaluierung nach FAO-guidelines (1979) sollte u.a. dieser Fragestellung nachgegangen werden.

Der Betrachtungsraum für eine solche Untersuchung kann aufgrund der enormen kulturellen und naturräumlichen Vielfalt Indiens nicht Bundesstaaten oder gar die gesamte Indische Union umfassen, sondern muß sich auf eine für das ländliche Indien sinnvolle Untersuchungseinheit konzentrieren: Das Dorf. Fast  $\frac{3}{4}$  (1985: 74,5%) (STATISTISCHES BUNDESAMT 1988) der Bevölkerung Indiens leben im ländlichen Raum und sind von der Landwirtschaft abhängig.

Als Untersuchungsgebiet wurde das Dorf Jamgod in Zentralindien ausgewählt. Die Gemarkung des Dorfes umfaßt 12,5km<sup>2</sup> und gehört zum Malwa Plateau, dem nordwestliche Ausläufer des Deccan Hochlandes. Die Einwohnerzahl stieg von 912 im Jahr 1955 auf 2113 im Jahr 1990, obwohl die Fläche der Gemarkung nicht ausgeweitet wurde (D. BRONGER 1990). Zur Land-Evaluierung gehörten neben der detaillierten Bestandsaufnahme der Agrarstruktur und sozioökonomischen Situation die Untersuchung der naturräumlichen Rahmenbedingungen. In diesem Teilbereich sollte die Frage geklärt werden:

Welche naturräumlichen Faktoren limitieren die Produktivität der Landwirtschaft Jamgods?

### **2. Methoden**

Über Klima und Grundwasser waren Daten verfügbar, großmaßstäbige topographische Karten und Bodenaufnahmen lagen jedoch nicht vor. Die gesamte Gemarkung wurde topographisch vermessen. Für die Klassifizierung (Tab.1) der Böden wurden entlang einer Nord-Süd verlaufenden Catena 5 Leitprofile angelegt und beprobt. In Anlehnung an das Catena-Prinzip wurden mit 3x40 Nährstoffproben aus 0,2-0,3m Tiefe Böden unterschiedlicher Entwicklungstiefe und Nutzung repräsentativ erfaßt (Tab.2).

Die Bodenproben wurden auf folgende Parameter untersucht: pH Wert (H<sub>2</sub>O), elektrische Leitfähigkeit, C<sub>org</sub> (Coulometer), pflanzenverfügbare Anteil an N, P(Olsen), K.

Für die Leitprofile wurde zusätzlich erhoben: pH (CaCl<sub>2</sub>), C<sub>ges</sub>, CaCO<sub>3</sub>, gesamt N (Kjedahl-Foerster), Ca, Mg, KAK<sub>ges</sub>, (NH<sub>4</sub>OAc) Korngrößenverteilung, tonmineralogische Zusammensetzung und für ausgewählte Beispiele die chemische Zusammensetzung (RFA) und Bodendünnschliffe.

### **3. Ergebnisse**

#### **Klima**

Die klimatischen Verhältnisse sind gekennzeichnet durch einen ausgesprochenen Wechsel von ariden (7-8 Monate) und humiden Jahreszeiten mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von

\*Geographisches Institut Bochum, Universitätsstr. 150, NA 04/590, D 4630 Bochum

1059mm. Die jährlichen Niederschlagssummen variieren in verschiedenen Jahren jedoch beträchtlich. So fiel im Jahr 1973 ein Jahresniederschlag von 2135 mm, im Jahr 1984 jedoch nur 639mm. Die täglichen Niederschläge fallen ebenfalls sehr unregelmäßig (vgl. Abb.1). Auf Starkregenereignisse mit über 80 mm Regen an einem Tag können tage- oder gar wochenlange Trockenperioden folgen. Besonders die Landwirtschaft ist auf regelmäßige und ergiebige Monsunniederschläge angewiesen. Die mittleren Lufttemperaturen schwanken zwischen 18,6°C im Januar und 33,6°C im Mai.

**Grundwasser**

Jamgod befindet sich direkt an einer Wasserscheide, so daß es kaum höher gelegene Wassereinzugsgebiete gibt, die ober- oder unterirdisches Zuschußwasser liefern können. Die Nallas (Abflußrinnen) führen nur während der Regenzeit kurzfristig Wasser und leiten es dem Vorfluter rasch zu.

Aufgrund geringer Infiltration der Böden hoher Evapotranspiration (65%) und Oberflächenabfluß (25%) (MURTHY 1988) verbleiben nur 10% also 106 mm des Gesamtniederschlages für die Grundwasserneubildung (GOVERNMENT of M.P 1977). Landwirtschaftlich wurden diese geringen Grundwasserreserven bis in die 70er durch die traditionellen, flachen "dug-wells" genutzt. Seitdem wurden sie zum großen Teil durch leistungsfähigere tiefere "tube-wells" ersetzt und mit Elektropumpen (1990: 70%) ausgestattet. Der mittlere Grundwasserspiegel sank in diesem Zeitraum bereits um etwa 4-5m, so daß zahlreiche (Trockenzeit Feb. 1990: 50%) Brunnen temporär trockenfielen.

**Bodenklassifikation**

Die Böden im Untersuchungsgebiet haben sich auf einem basischen, Ca-silikatreichen Ausgangsgestein (Deccan Trapp) bzw. dessen Verwitterungsprodukten entwickelt. Auf weiten Ebenen in einem wechselfeuchten, semiariden Klima mit Niederschlägen hauptsächlich im Sommer und einer langen Trockenzeit im Winter, bildeten sich tonreiche, schwach alkalisch reagierende Böden.

**Tab. 1: Bodenklassifikation**

series	subgroup	family
1 Panchadaria	Lithic Ustochrept	fine loamy mixed hyperthermic
2 Runija	Lithic Vertic Ustochrept	fine loamy mixed hyperthermic
3 Kamliakherie	Vertic Ustochrept	fine montmorillonitic hyperthermic
4 Sarol	Typic Chromustert	fine montmorillonitic
5 Malikherie	Fluventic Ustochrept	fine loamy montmorillonitic hyperthermic

Ansprache nach SOIL SURVEY STAFF 1978, 1987

**Tab. 2: Bodenfruchtbarkeit**

	1	2	3	4	5
pH	7,4-8,1	7,0-8,1	7,8-8,5	7,5-8,6	7,8-8,5
Leitf./mS	100-200	50-150	180-260	150-210	140-200
CaCO <sub>3</sub> /%	0	0	8-30	0	25
C <sub>org</sub> /meq/100g Boden	0,6	0,3-0,8	0,35-0,45	0,35-0,50	0,35-0,50
N <sub>vert</sub> /meq/100g Boden	0,53-0,62	0,48-0,69	0,32-0,48	0,32-0,53	0,32-0,53
P <sub>vert</sub> /meq/100g Boden	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
K <sub>vert</sub> /meq/100g Boden	<0,20	<0,20	0,10-0,45	0,20-0,30	0,20-0,70
KAK <sub>ges</sub> /meq/100g Boden	<15	20-25	50-65	40-60	35-40
Tiefe/m	0,2	0,2-0,3	0,7	1,0	1,0
Anteil an Gesamtfläche/%	8	28	45	4	14

Quelle: eigene Erhebung 1990

Die Böden zeigen eine typische Abfolge entlang der Catena (vgl. Abb.2). Die flachgründigen, rötlichen Lithic Ustochrepts von Hochfläche und Hang gehen zur Ebene in zunehmend tiefgründigere, dunkle vertisolartige Böden und Vertisole über. Die Serien 3, 4 und 5 zeigen typische Merkmale von Vertisolen und ähnlichen Böden:

Niederschlag/mm

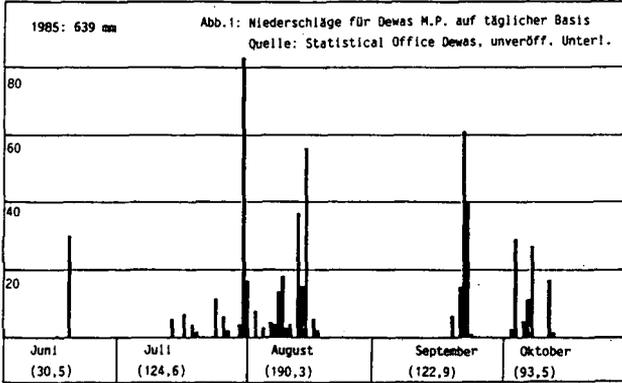
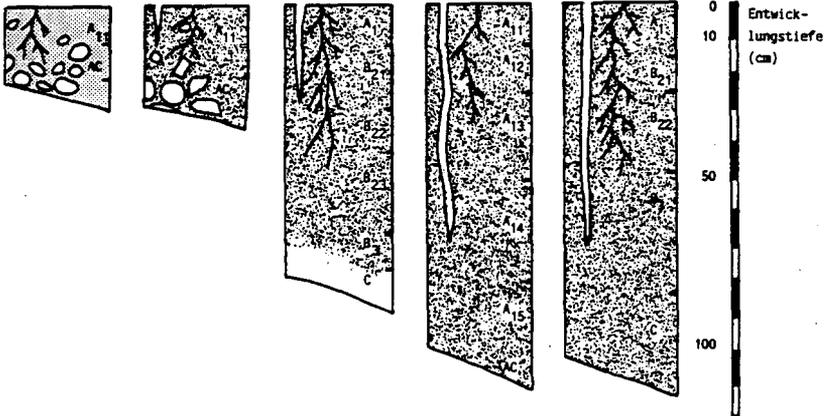
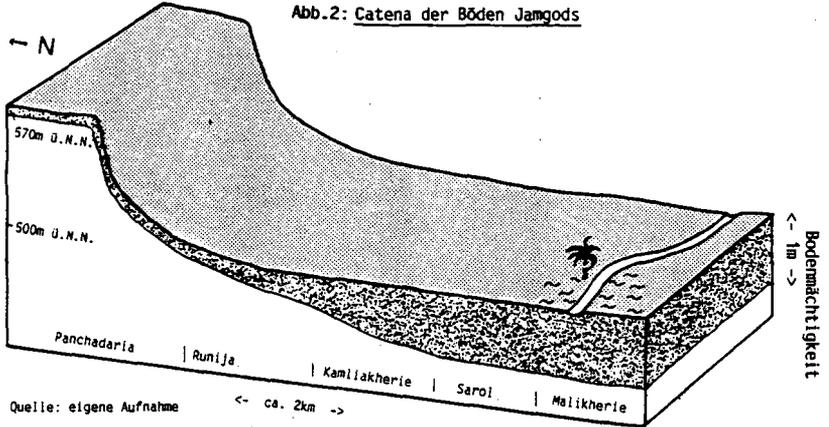


Abb.2: Catena der Böden Jamgods



- \* hoher Tongehalt (>30%) in allen Horizonten, series 3 und 4 >55%
- \* Tonminerale größtenteils montmorillonitisch/smectitisch
- \* Schrumpfungsrisse (Weiten mindestens 1cm, Tiefen bis zu 0,6 m) während der Trockenzeit
- \* Gilgai Mikorelief mit 5 bis 10 cm Höhe
- \* Slickensides
- \* schwach alkalischer pH Wert (H<sub>2</sub>O)
- \* hohe Kationenaustauschkapazität (35-65 meq/100 g Boden) dominierend Ca und Mg
- \* einen niedrigen Gehalt an C<sub>org</sub> (0,3-0,8%) und pflanzenverfügbarem N (0,32-0,69 meq/100 g Boden)

#### Eignung der Böden für landwirtschaftliche Nutzung

Die schweren Vertisole sind nur während der kurzen Zeitspanne (Minutenböden) zwischen beginnender Durchfeuchtung und Wassersättigung zu bearbeiten, da sie vorher zu hart und nachher zu klebrig sind. Der hohe Gehalt an quellfähigen Tonmineralen führt zu einer guten Wasserspeicherkapazität, die direkt von Niederschlagsmenge und Entwicklungstiefe abhängt. Die Fähigkeit der im Untersuchungsgebiet anstehenden Vertisole und vertisolartigen Böden, die Niederschläge zu speichern und über längere Zeit pflanzenverfügbar zu halten, wird beim traditionellen Regenfeldbau (dryland farming) genutzt.

Tiefgründige (>0,9 m) Böden, können mehr als doppelt soviel Feuchtigkeit speichern und sie bis zu 10 Wochen länger verfügbar halten als flachgründige (<0,45 m) (MURTHY 1988).

Tiefgründige Böden, wie die Sarol oder Malikherie Serie, bedecken jedoch nur 19 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Jamgods. Der Rest ist von flach- und mittelgründigen Böden geprägt. Umgekehrt sind die Verhältnisse in der restlichen Region, dort dominieren mit 72% die tiefgründigen Böden mit guter Wasserspeicherefähigkeit (DEPT. of AGRICULTURE 1990).

Der Gehalt an C<sub>org</sub> und N liegt, wie schon festgestellt, bei Vertisolen häufig niedrig. Im regionalen Vergleich (DEPT. of AGRICULTURE 1990) fällt der niedrige Wert für K (0,06-0,83 meq/100 g Boden) und P-Mangel (<0,03 meq/100 g Boden) auf.

#### 4.Zusammenfassung

Zu den limitierenden Faktoren für die Produktivität der Landwirtschaft Jamgods gehören die zeitlich und mengenmäßig nur sehr unzuverlässigen monsunalen Niederschläge. Die Möglichkeiten der künstlichen Bewässerung sind aufgrund ungünstiger hydrologischer Verhältnisse eingeschränkt.

Die geringe Versorgung mit Nährstoffen entspricht bis auf den P-Mangel dem regionalen Durchschnitt. Entscheidende limitierende Faktoren für die Landwirtschaft sind die flach- und mittelgründigen Böden Jamgods, die deutlich weniger Wasser speichern können als die tiefgründigen Böden der restlichen Region.

#### Literatur:

- BRONGER, D. (Hrsg.) 1990: Der Tehsil Dewas (Zentralindien). Raumstrukturen - Entwicklungsprobleme - Planungsperspektiven. Bochum.
- DEPARTMENT OF AGRICULTURE Dewas M.P. 1990: unveröffentlichte Unterlagen
- GOVERNMENT OF MADHYA PRADESH 1977: Geohydrological Report of Dewas Block, District Dewas, Bhopal.
- MURTHY,A.S.P. 1988: Distribution, Properties and Management of Vertisols of India. In: STEWART, B.A.: Advances in Soil Science Vol.8. S.151-214 New York
- SCHMIDT,M., TÜSELMANN, H. 1991: Jamgod - agrarökologische und sozioökonomische Untersuchung eines zentralindischen Dorfes, Diplomarbeit. Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum
- SOIL SURVEY STAFF 1975: Soil Taxonomy. Agriculture Handbook No. 436. Washington
- SOIL SURVEY STAFF 1987: Keys to Soil Taxonomy, SMSS Monograph No.6, New York:
- FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations 1979: Land Evaluation guidelines for rainfed agriculture. World Soil Resources Reports 52, Rome
- STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.) 1988: Statistik des Auslandes. Länderbericht Indien 1988. Wiesbaden

## Schwermetallbelastung von Böden durch landwirtschaftliche Nutzung städtischer Abwässer in Zentral-Mexiko

Siebe, Ch. und W.R. Fischer<sup>\*)</sup>

### **Einleitung:**

Seit Beginn des Jahrhunderts werden die Abwässer von Mexiko Stadt im 100 km nördlich gelegenen Bewässerungsdistrikt 03, zur Bewässerung von ca. 85 000 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche eingesetzt. Das Abwasser gelangt z.T. unbehandelt auf die Äcker, z.T. wird es mit aufgestautem Regenwasser im Verhältnis 5:1 gemischt. Höchstens 19% des Abwassers wird vor seinem Einsatz in der Bewässerung zur Sedimentation von Schwebstoffen in einen Stausee geleitet und so einer „Primärbehandlung“ unterzogen. Die Abwasserbewässerung ermöglichte bisher eine Ertragssteigerung durch Optimierung des Wasser-, aber auch des Nährstoffangebots für die Pflanzen. Im Abwasser enthaltene Schadstoffe können aber langfristig im Boden akkumuliert werden und ertragsmindernd wirken, bzw. von Nahrungs- und Futterpflanzen aufgenommen und in der Nahrungskette angereichert werden. In der dargestellten Arbeit galt es, die Schwermetallbelastung der Böden zu charakterisieren, und zwar unter Berücksichtigung

- 1) der Akkumulations- und Verlagerungstendenzen im Lauf der Zeit
- 2) der Aufnahme durch die Pflanzen
- 3) der Kennzeichnung der leicht mobilisierbaren Schwermetallfraktion

### **Material und Methoden:**

Es wurden Bodensequenzen (Catenen) auf unterschiedlich lange mit unbehandeltem Abwasser bewässerten Standorten (>80, 30, 16, 4, 2 Jahre) mit solchen unter Regenfeldbau bzw. Brunnenwasserbewässerung verglichen. Dazu erfolgte eine monatliche Beprobung des Bewässerungs- und Drainagewassers von April bis September 1990 sowie eine Entnahme von Luzerne-/Bodenmischproben (Ap-Horizont).

Die Untersuchung der allgemeinen Bodenparameter erfolgte nach SCHLICHTING und BLUME (1966). Die Schwermetallextraktion wurde an Bodenprofilproben mit Königswasser, an Wasserproben (45:1 eingeengte) mit HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub> nach APHA (1980), Pflanzenproben (in 0,1 N HCl gewaschen) nach Trockenveraschung bei 420 °C mit konz. HCl durchgeführt. Bodenmischproben wurden mit 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> nach ZELEN und BRÜMMER (1989) extrahiert. Die Schwermetallbestimmung der Wasser- und Profilproben erfolgte mit Flammenatomabsorptionsspektrometrie und die der Pflanzen- und Bodenmischproben mit flammenloser Atomabsorptionsspektrometrie (Zeeman-Untergrundkompensation).

### **Ergebnisse:**

**Böden:** Im bewässerten Gebiet herrschen 3 Bodentypen vor: mollic Leptosols über einer petrocalcic phase, haplic und calcaric Phaeozems über einer petrocalcic oder

<sup>\*)</sup> Inst. f. Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 7000 Stuttgart 70

einer duric phase (in Unterhanglage terrassiert), und Phaeozems mit vertic properties bzw. eutric Vertisols in den Senken. Die Bodenreaktion der untersuchten Böden ist neutral bis schwach alkalisch (7,4-8,1), die unbelasteten Böden sind humusarm bis humos (1,6-4,7 %), die belasteten humos bis humusreich (2,0-5,9%), die meisten Horizonte sind kalkarm bis kalkhaltig (nur 2 langjährig bewässerte Oberbodenhorizonte sind kalkfrei), die Bodenarten sind schluffig bis lehmig, die Tongehalte sind in den Senken etwas höher (19-23%), als in den restlichen Böden (13-16%).

**Bewässerungswasser:** Das Bewässerungswasser ist alkalisch und mittel salzhaltig (s. Tab. 1). Das primär behandelte Abwasser weist deutlich geringere Schwermetallgehalte auf, als das unbehandelte (s. Tab. 1). Die vom mexikanischen Umweltministerium erlassenen Grenzwerte (SEDUE, 1989) werden im Mittel nicht erreicht, nur der Cu-Grenzwert wurde an einem Probenahmetermin überschritten.

Tabelle 1: Mittlere Schwermetallgehalte im unbehandelten und primär behandelten Abwasser sowie Grenzwerte für Bewässerungswasser (SEDUE, 1989).

	n	pH-Wert	e. L. [mS/cm]	Pb	Cd	Cu [mg/l]	Zn	Cr
unbehandeltes Abwasser	18	8,1 (±0,2)	1,8 (±0,3)	0,09 (±0,01)	0,004 (±6e-4)	0,12 (±0,02)	0,32 (±0,11)	0,09 (±0,02)
primär behandeltes Abwasser	12	7,9 (±0,1)	1,2 (±0,06)	0,03	<0,004	0,02 (±0,01)	0,03 (±0,01)	0,01
Grenzwert SEDUE (1989) (1)		4,5-9,0	1,0	5	0,01	0,2	2	1
Eintrag [g/m <sup>2</sup> +Jahr] unbehandeltes Abwasser, 2600 mm	18			0,24 (±0,04)	0,012 (1,7e-3)	0,31 (±0,05)	0,86 (±0,3)	0,24 (±0,06)

**Schwermetallakkumulations- und Verlagerungstendenzen im Lauf der Zeit:** Die Königswasserextrakte der langjährig mit Abwasser bewässerten Böden zeigen deutlich höhere Schwermetallgehalte als die der Böden unter Regenfeldbau bzw. Brunnenwasserbewässerung (s. Tab. 2). Die Schwermetalle werden vor allem im Ap-Horizont akkumuliert, nur die tiefgründigen Profile zeigen auch erhöhte Schwermetallgehalte bis in 40 cm Tiefe. Die Mengen aller Schwermetalle zeigen

Tabelle 2: Schwermetallgehalte in den Königswasserextrakten der Profilproben.

>80 Jahre Abwasserbewässerung								Brunnenwasserbewässerung bzw. Regenfeldbau							
Bodentyp	Horizont	Tiefe [cm]	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr	Bodentyp	Horizont	Tiefe [cm]	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr
								[mg/kg]							
Leptosol	Ap	0-16	71	3,3	241	56	128	Leptosol (Brunnenwasser)	Ap	0-20	13	0,5	39	11	34
	Ah	16-30	69	3,2	199	53	123		AC	20-41	11	0,5	42	11	34
	mCk	≥30	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.		mCk	≥41	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
terrassierter Phaeozem	Ap	0-26	50	2,2	161	41	100	terrassierter Phaeozem (Regenfeldbau)	Ap	0-6	6	0,4	39	7	29
	Ah1	26-44	50	2,3	165	40	111		Ah1	6-21	7	0,4	39	7	30
	Ah2	44-70	19	1,2	70	20	45		Ah2	21-49	5	0,4	41	9	27
	mCvk	≥70	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.		mCk	≥49	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Senkenboden	Ap	0-34	78	3,6	249	63	146	Senkenboden (Regenfeldbau)	Ap	0-25	16	0,6	50	12	33
	Ah1	34-70	20	1,5	95	25	51		Ah1	25-60	14	0,6	54	13	35
	Ah2	70-100	16	1	81	18	37		Ah2	60-100	12	0,6	57	14	37
	Ah3	100-133	7	0,9	59	14	36		Ah3	100-168	12	0,6	59	14	37
	Ah4	133-225	6	0,8	54	14	37		Cv	≥168	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

eine gute positiv lineare Beziehung zur Bewässerungsdauer (hier nur am Beispiel Cu dokumentiert, s. Abb. 1). In den Leptosols werden geringere Schwermetallmengen akkumuliert als in den terrassierten Phaeozems bzw. Senkenböden.

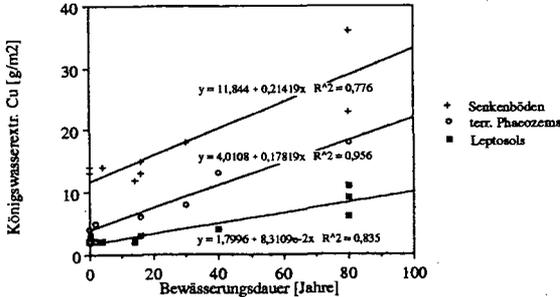


Abb. 1: Cu-Mengen in den vorkommenden Bodentypen in Beziehung mit der Bewässerungsdauer.

**Aufnahme durch die Pflanzen:** Die abwasserbewässerten Standorte zeigten sehr deutlich erhöhte Cd-Gehalte und leicht erhöhte Pb-, Cr- und Zn-Gehalte im Vergleich zu den mit Brunnenwasser bewässerten. (s. Abb. 2). Die Cu-Gehalte der belasteten Standorte lagen im Mittel unter denen der unbelasteten Standorte. Die Cd- und Pb-Gehalte liegen unterhalb der als "normal" angesehenen (DOKUMENTATIONSTELLE, 1976), die Cr-Gehalte etwas darüber. Die Zn-Gehalte liegen im "ausreichenden Versorgungsbereich" (BERGMANN u. NEUBERT, 1976), die Cu-Gehalte der belasteten Standorte dagegen im "niedrigen Versorgungsbereich".

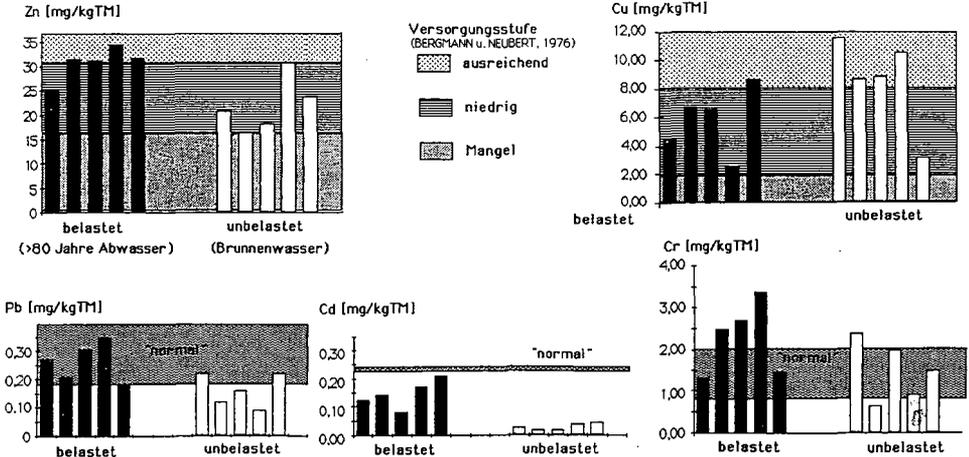


Abb. 2: Vergleich der Schwermetallgehalte in gewaschenen Luzerneproben der langjährig mit Abwasser bewässerten Standorte mit denen unter Brunnenwasserbewässerung.

Die Schwermetallgehalte im  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt lagen auf den belasteten Standorten für Cd zwischen 1,5 und 5,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , für Zn zwischen 28 und 137  $\mu\text{g}/\text{kg}$  und für Cu zwischen 6 und 16  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

### **Schlussfolgerungen:**

1. Die Schwermetallgehalte im unbehandeltem Bewässerungswasser liegen unter den Grenzwerten von SEDUE (1989) und können zusätzlich durch eine Primärbehandlung stark reduziert werden.
2. Die langjährige Anwendung des unbehandelten Abwassers in der Bewässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen führt zu einer deutlichen Schwermetallanreicherung im Ap-Horizont der Böden.
3. Die Schwermetalle Pb, Cr, Zn und Cd werden aber nur geringfügig von den Pflanzen aufgenommen, Cu wird sogar weniger aufgenommen. Die geringe Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle kann durch die Bodeneigenschaften (schwach alkalische Bodenreaktion, hohe Humusgehalte, mittlere Tongehalte) erklärt werden. Die Cu-Festlegung in den langjährig bewässerten Böden kann auf Bindung durch Huminstoffe zurückzuführen sein, welche mit der Bewässerung zugeführt (organische Substanz) und im Boden angereichert werden (s.o.). Die niedrigen  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbaren Schwermetallgehalte zeigen, daß nur geringe Schwermetallmengen in leicht mobilisierbarer Form im Boden vorliegen.
4. Die Schwermetallgehalte in den Böden stellen zur Zeit keine akute Gefährdung dar, weder für das Ertragspotential der Böden, noch für die Konsumenten der landwirtschaftlichen Produkte. Für die langfristige Erhaltung dieses Zustands bieten sich eine Primärbehandlung des Abwassers zur Schadstoffverringeringung und eine geregelte Humuswirtschaft zur Schadstofffestlegung an.

### **Literatur:**

- APHA (1980): Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 15th Ed., Washington, D.C.
- BERGMANN, W. und P. NEUBERT (1976): Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse. VEB Gustav Fischer, Jena, S. 559-564.
- DOKUMENTATIONSSTELLE DER UNIVERSITÄT HOHENHEIM (1976): Spurenelemente mit toxischer Wirkung, Tabellen über Gehalte in Futtermitteln. Daten und Dokumente zum Umweltschutz Nr.11, Universität Hohenheim, Stuttgart, 114 S.
- SEDUE (1989): Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua CE-CCA-001/89. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Diario Oficial de la Federación, 13. 12. 1989, CDXXXV No. 9, México, D.F. pp. 7-28.
- SCHLICHTING, E. und H.P.-BLÜME: Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 209 S.
- ZEIEN, und G. BRÜMMER (1989): Analysenvorschrift zur getrennten Extraktion der "Mobilen", der "leicht Nachlieferbaren" und der "insgesamt Nachlieferbaren" Schwermetallfraktion. Inst. f. Bodenkunde der Rheinischen-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

**Danksagung:** Diese Arbeit wurde aus Mitteln der Vater- und Sohn-Eiselen-Stiftung, Ulm, sowie der Gottlieb Daimler- und Karl Benz-Stiftung, Ladenburg, finanziert, wofür an dieser Stelle gedankt sei.

Eigenschaften rezenter Böden aus Saprolit.

von

Horst Wiechmann\*

Saprolite sind mächtige Verwitterungsbildungen, die (unterhalb eines Solums) in Millionen Jahren dauernden Verwitterungsperioden (häufig Mesozoikum/Tertiär) entstanden. Kennzeichen sind eine weitgehende bis völlige Verwitterung primärer Silikate, Mineralneubildung (vorwiegend Kaolinit, Sesquioxide) und erhebliche Stoffverluste (bas. Kationen, Kieselsäure) unter weitgehender Erhaltung der Gesteinsstruktur.

In weiten Teilen der Tropen und auch der Subtropen sind ältere Böden bis auf geringe Reste oder bis auf den Saprolit abgetragen. Unter dem Einfluß der Biosphäre bilden sich jüngere Böden aus dem Saprolit (Cv). Saprolit und Solum sind daher in vielen Gebieten keine zeitgleichen Bildungen.

Der wesentliche Prozeß der rezenten Bodenbildung ist eine biogene Auflockerung. Saprolit (Cv) ist damit Wurzelraum und als solcher zu charakterisieren. Bei Kartierungen der Standortverhältnisse sind die Aufnahmen im Saprolit schwierig, weil dieses Material häufig leicht durchbohrt werden kann und im Bohrstock dann als weitgehend gestörtes und gelockertes Material vorliegt. Bisher ist es nicht gelungen, Parameter (Festigkeit, Raumbgewicht, Stoffbestand) zu finden, die die unterschiedlichen Saprolitisierungsgrade für alle Gesteine gleichermaßen charakterisieren.

Durch die unterschiedlichen Saprolitisierungsgrade (= Verwitterungsgrade), die nicht nur mit der Tiefe, sondern auch im horizontalen Bereich (Wollsäckverwitterung, core-stones von ganz weich bis zum schwach angewitterten Festgestein variieren können, ergeben sich analytische Probleme. Obwohl grabbar, zerdrückbar und zerreibbar, ist nicht bestimmbar, was als Grobboden und was als Feinboden anzusehen ist.

Bestimmung der potentiellen AK an zwei zerdrückten und auf 2 mm abgeseibten Grauwacke-Saproliten:

	berechnet aus AK Boden/Tongehalt	bestimmt an der abgeschlammten Tonfraktion
Probe 1	43.3 mval/100 g Ton	14.8 mval/100 g Ton
Probe 2	34.7 mval/100 g Ton	12.6 mval/100 g Ton

Durch die Kaolinitisierung von Feldspäten und anderen primären Silikaten werden zwar Tonminerale gebildet, doch liegen diese häufig in Mineralaggregaten und isoliert im Gesteinsgefüge oder an der Oberfläche größerer Gesteinspartikel in nicht dispergierbarer Form vor. Bei einer Körnungsbestimmung können in einem Granitsaprolit je nach Intensität der Vorbehandlung die Tongehalte zwischen 5 und mehr als 25 % variieren.

Nichtdispergierte Austauscher liegen daher scheinbar als Schluffpartikel vor. Ein Rückschluß auf die gebildeten Tonminerale aus der bestimmten AK kann deshalb zu Fehlschlüssen führen. Außerdem wurden in Granitsaproliten trotz Kaolinitdominanz noch schwach verwitterte Glimmer in der Schlufffraktion gefunden, die noch die AK von Illiten aufwiesen.

Chemische Untersuchungen beschränken sich bei Saproliten bisher weitgehend auf die Gesamtgehalte, die naturgemäß das Ausmaß der Silikatverwitterung und der Stoffverluste widerspiegeln, vor allem, wenn bei der Bilanzierung die unterschiedlichen Raumgewichte berücksichtigt werden. Die folgenden Daten belegen die starke Versauerung und oft schon sehr hohe Al-Sättigung der Saprolite, deuten aber auch höhere Gehalte an verfügbaren Nährstoffen (Mg,K,P) gegenüber humusfreien B-Horizonten an. Unter Wald oder Savanne weisen deshalb jüngere Böden aus Saproliten oft sehr günstige Humusformen, hohe C-Gehalte und tiefreichende Bioturbation auf.

Mittlere pH-Werte und verfügbares P (Bray 1) in A- und C-Horizonten\* von Böden aus Saproлит.

	pH(H <sub>2</sub> O)	pH(CaCl <sub>2</sub> )	P <sub>v</sub> (ppm)
Ah	4.62	4.00	7.7
C <sub>v</sub>	4.92	4.26	6.4
tiefster Wert im Profil			5.3

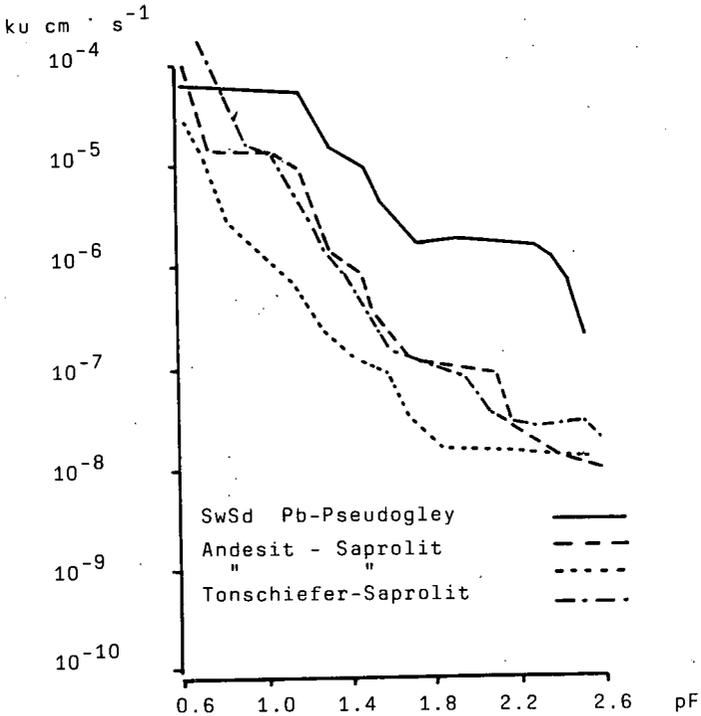
\* ohne Berücksichtigung des Feinerdeanteils

Die Verbreitung der Saproлите hat zwangsläufig einen verstärkten Forschungsbedarf auf diesem Gebiet zur Folge. Es zeichnet sich ab, daß es im wesentlichen darum gehen wird, die mögliche Erschließung dieses Materials durch Wurzeln und die hydrologischen Eigenschaften zu kennzeichnen. Dieses ist gerade im Bereich der humiden Tropen hinsichtlich Dränung und Erosionsminderung von Bedeutung.

Unabhängig von den Gesamtporenvolumina von 23 - 30 % ergibt sich, daß dränende Poren auf sehr grobe Poren beschränkt sind, d.h. auf die bereits im Gestein vorhandenen Schichtfugen und Klüfte. Demzufolge weisen Saproлите aus tektonisch stark beanspruchten Gesteinen durchweg sehr hohe Wasserleitfähigkeiten im gesättigten Bereich auf. In kluftarmen Gesteinen kann dieses Dränsystem durch Einspülung von Kaolinit relativ leicht verschlossen werden.

Bereits bei sehr niedrigen Wasserspannungen werden aber sehr niedrige ku-Werte erreicht. Die Bewegung freien Wassers ist damit unterbunden, ein Transport pflanzenverfügbaren Wassers jedoch in z.T. erheblichem Maße gewährleistet. Bei Beschränkungen des Wurzelwachstums in Kluftporen und einer nFK bis 20 mm/dm ist dies in Gebieten mit Trockenzeiten ein wichtiges Standortsmerkmal.

Trotz der allgemein guten Standfestigkeit können an Hängen Instabilitäten auftreten und durch Rutschungen feine Risse gebildet werden, in die humoses Oberbodenmaterial eingespült wird. Diese Bereiche sind prädestiniert für das tiefe Eindringen von Wurzeln mit nachfolgender weiterer biogener Lockerung und Bioturbation.



Wasserleitfähigkeiten im ungesättigten Zustand (ku)  
Schamp, 1987

Saprolite ermöglichen des weiteren eine leichtere technische Melioration. Durch tiefes Aufreißen, eventuell im Zusammenhang mit der Anlage von Terrassen unter Berücksichtigung des Einfallens der Schichten und Erhaltung eines Bewuchses der Terrassenkanten, können tiefgründige Standorte für obstbauliche und forstliche Dauerkulturen geschaffen werden. Bei weniger hängigem Gelände kann eine Anlage als Konturstreifen auch die Erosion bei Zwischenflächen mit geringerem Meliorationsaufwand herabsetzen.